

Universidade Federal de Juiz de Fora
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

LUCIANA RABELO DE ARAÚJO

Importância da Hidroconectividade e do Banco de Ovos de
Resistência na Recolonização de Ambientes Costeiros por
Organismos Zooplanctônicos

Juiz de Fora

2012

LUCIANA RABELO DE ARAÚJO

Importância da Hidroconectividade e do Banco de Ovos de
Resistência na Recolonização de Ambientes Costeiros por Organismos
Zooplancônicos

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ECOLOGIA APLICADA A CONSERVAÇÃO E MANEJO DE RECURSOS NATURAIS.

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Co-orientador: Prof. Dr. Jayme Magalhães Santangelo

Juiz de Fora

2012

Araújo, Luciana Rabelo de.

Importância da hidroconectividade e do banco de ovos de resistência na recolonização de ambientes costeiros por organismos zooplanctônicos/ Luciana Rabelo de Araújo. – 2012.
108 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia)—Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2012.

1. Metacomunidade. 2. Dispersão I. Título.

CDU 574

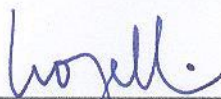
**IMPORTÂNCIA DA HIDROCONNECTIVIDADE E DO BANCO DE OVOS DE
RESISTÊNCIA NA RECOLONIZAÇÃO DE AMBIENTES COSTEIROS POR
ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS.**

Luciana Rabelo de Araujo

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Bozelli

Dissertação apresentada ao
Instituto de Ciências Biológicas,
da Universidade Federal de Juiz
de Fora, como parte dos
requisitos para obtenção do Título
de Mestre em Ecologia Aplicada
ao Manejo e Conservação de
Recursos Naturais.

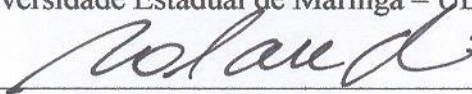
Aprovada em 27 de fevereiro de 2012.



Prof. Dr. Reinaldo Bozelli
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ



Prof.ª Dr.ª Cláudia Bonecker
Universidade Estadual de Maringá – UEM



Prof. Dr. Fábio Roland
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF

“Wyrð bið ful aræd”

(O destino é inexorável.)

Bernard Cornwell – As crônicas saxônicas

“Ostra feliz não faz pérola”

Rubem Alves

AGRADECIMENTOS

Para muitas pessoas essa é a melhor parte de um manuscrito. Para outras, é a mais difícil. Outros, ainda, o fazem pelo hábito e pela compostura. Mas não tem quem não se envolva com este momento de reflexão. Enquanto decido onde me encaixar sobre o significado dos agradecimentos, espero que minha gratidão seja justa e caiba em uma folha de papel...

Quero começar pelo meu orientador, **Reinaldo Bozelli**, a quem palavras sempre faltam pra agradecer. Apoio, confiança, sabedoria e amizade com certeza foram os pilares deste trabalho, que jamais teriam tamanha magnitude e força se não fossem guiadas por sua orientação. Não conheço homens com tanta vontade de acertar! E comigo você têm acertado quase sempre. Obrigada por cada oportunidade.

Agradeço também a prontidão e sensatez do meu co-orientador e amigo, **Jayme Santangelo**, que JAMAIS me deixou na mão. Cada conselho seu e sua força de vontade valem ouro, Jayme. Obrigada por sempre acreditar em mim e ler meus infinitos e-mails!

Muito obrigada aos professores **Fabio Roland** e **Claudia Bonecker**, por aceitarem fazer parte da banca e contribuírem com suas sugestões e avaliações. Também agradeço aos professores **Vinicius Farjalla** e **Ana Petry** por aceitarem ser suplentes.

Agradeço ao CNPq e a CAPES pelo suporte e apoio financeiro.

À professora **Ana Petry**, pela infindável companhia e disposição em campo. Obrigada pela preciosa amizade e preocupação, pelas comidinhas, pelo sotaque gaúcho, e pelas dicas nos resumos, nas análises e em todo o processo deste trabalho, que formou nossa meta-família! Assim também estendo este agradecimento a **Fernanda Dall'Ara** e **Roberta Oberlaender**, especialmente, pelas ajudas e agradáveis companhias em campo, assim como a todos que compuseram as equipes nestes dois anos de projeto. Agradeço também ao professor **Marcos Paulo** e toda equipe do NUPEM/UFRJ, pela ajuda nas análises laboratoriais e suporte logístico.

Gostaria de agradecer imensamente a equipe de zooplâncton do laboratório de Limnologia pela constante ajuda e suporte nas contagens das amostras, na identificação dos organismos e nas risadas e vídeos engraçados da internet nos

momentos de descontração! Isso me faz lembrar que mobilizei uma penca de pessoas para trabalhar arduamente no meu experimento de eclosão dos ovos, e faço questão de citar os nomes de **Sandra Bartoli, Monalisa Oliveira, Rayanne Setubal, Paloma Marinho, Élder Sodré, Clarice Casanova e Renata Vasconcelos** para agradecer sinceramente toda a ajuda e por terem aceitado esta missão.

Destaco também o esforço, os ensinamentos, a disposi o e a loucura saudável da **Paloma Marinho** que, mesmo de longe, passeando pela Europa, tem se sa do uma ótima co-co-orientadora! Palomitcha, obrigada pelos chidor deos, pelas análises no R, pelas idéias, pelas entrevistas no skype, pelas músicas bregas, pelas histórias divertidas e caricatas...pela amizade!

Ao laboratório de limnologia, a todos os membros e professores, pelas oportunidades e pela ajuda, cada um ao seu modo. **Mário Neto**, obrigada pelas análises, que eu sei que perturbei bastante! **L cia Sanches** e **Rayanne Setubal**, obrigada pelo apoio moral, eu sei que sou dramática. **Monalisa Oliveira**, obrigada pela companhia e idéias geniais nas nossas jornadas   Juiz de Fora. **Sandra Bartoli** e **Clarice Casanova**, pelas ajudas nas identifica es zooplanctônicas. **Nicholas Marino**, pelas fotos das minhas queridas poças.

Seria muito injusto deixar de fora pessoas que, embora não tenham muito a ver com meu trabalho especificamente, contribuíram tanto ou mais para que ele se concretizasse. **Nathan Barros**, a quem devo não são agradecimentos, mas provavelmente estadias eternas por sempre me abrigar todas as vezes que tive de ir   Juiz de Fora; **Andre Hoffmann**, que   tão amigo e tão biólogo, a ponto de ir a campo comigo; minha irmã, **Juliana Rabelo**, pelas aulas de inglês terapêuticas; **Ana Carolina Fiorini**, pelo retiro espiritual dissertativo na reta final.

A todos os meus amigos, pois a vida não seria tão agradável se não tivéssemos com quem dividir os momentos, sejam bons ou ruins. Clarinha, Dedé, Gui, Beavis, Jumento, Dona Chica, Glauce, L cia, Gnomo, Monique, Carol, Jer , Danette, Dan, Goiaba, Behind, Chel, Alan, July, Marotas...muito obrigada!!!

E por fim, mas não menos importante, agradeço imensamente à minha mãe, **Marinete Rabelo**, meu pai, **Adair Araújo** e minha irmã, **Juliana Rabelo**, por sempre confiarem em mim e acreditarem no meu trabalho. Apesar das muitas desventuras, seguimos e sempre seguiremos adiante.

RESUMO

Poças adjacentes em ambientes aquáticos costeiros podem servir como refúgio para organismos em condições ambientais desfavoráveis, desde que haja conexão hidrológica entre os sistemas. Neste trabalho, foram avaliados os fatores estruturadores e a importância da hidroconectividade para comunidades zooplanctônicas de 3 lagoas salinas e 15 poças adjacentes localizadas em Quissamã/RJ, e o papel do banco de ovos de resistência na recolonização de uma lagoa costeira. Amostras da comunidade e das variáveis ambientais foram coletadas no período de um ano (Maio 2010 – Fevereiro 2011) e o banco de ovos foi coletado em agosto de 2010 no sistema Garça. Através de uma NMS utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis, as poças mostraram ser mais similares entre si do que com as lagoas, independente do período (seca ou chuva). Uma RDA mostrou que a salinidade e o pH foram os principais fatores estruturadores das comunidades. O cálculo da diversidade beta evidenciou que as poças apresentaram uma menor *turnover* temporal. No sistema Garça, as poças apresentaram bancos de ovos mais ricos que a lagoa, e 45% das espécies registradas na comunidade ativa da lagoa foram registradas exclusivamente nas poças. Embora as lagoas e suas poças não tenham sido mais similares no período chuvoso, a conectividade parece ter uma grande importância, devido à presença de espécies dulcícolas nas lagoas nos períodos mais chuvosos, encontradas também nas poças. Este fato, além da menor diversidade beta exibida pelas poças sugere que a dispersão não é limitante, possivelmente formando uma metacomunidade. A alta contribuição da comunidade ativa e dormente das poças para a comunidade ativa da lagoa da Garça mostra o potencial destes ambientes na manutenção e recolonização da comunidade zooplanctônica deste sistema.

Palavras-chave: conectividade hidrológica, metacomunidades, ovos de resistência, poças adjacentes, dispersão, lagoas costeiras, zooplâncton.

ABSTRACT

Small-sized pools next to coastal lakes may serve as refuge for organisms during unfavorable environmental conditions in the lakes, due to sporadic connections between all aquatic systems. We assessed the importance of environmental variables and of the hydrological connectivity for the structure of zooplankton communities in three saline lagoons and 15 adjacent pools from Brazil. We also evaluated the role of the resting egg bank in the recolonization of the zooplankton community in one coastal lagoon. Zooplankton and environmental variables were collected during one year (2010–2011) and the resting egg bank was collected in August 2010 in the Garça system. NMS analyses using a Bray-Curtis index showed that the pools were more similar between each other than between the lagoons, regardless of the season (dry or rainy). A RDA showed that salinity and pH were the main structuring factors of communities in all lagoon systems. The beta-diversity index demonstrated that the lagoons had a higher temporal turnover. In the Garça system, the pools showed richer egg banks than the lagoon and 45% of the species recorded in the lake's active community were founded in the pools. Although lagoons and pools were not more similar in the rainy season, the connectivity seems to have a major role due to the presence of freshwater species in the lakes, that were also found in the pools. This fact, plus the lower beta diversity showed by pools suggest that dispersal is not limited. The high contribution of the active and dormant communities of the pools for Garça lake's active community shows the potential of these environments in the maintenance and recolonization of zooplankton community in this system.

Keywords: hydrological connectivity, metacommunity, resting eggs, adjacent pools, dispersal, coastal lagoons, zooplankton.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização dos três sistemas investigados no PARNA de Jurubatiba e a representação esquemática das três lagoas e suas poças associadas	13
Figura 2. Fotos das poças do sistema Garça	14
Figura 3. Fotos das poças dos sistemas Piripiri e Catingosa	15
Figura 4. Variação no acumulado mensal da pluviosidade da região de Quissamã (RJ) na última década e valores diários entre janeiro de 2010 a maio de 2011	25
Figura 5. Hidroperíodo das 15 poças amostradas de maio 2010 a fevereiro de 2011...	26
Figura 6. Variação do grau de conectividade das poças em maio, agosto e novembro de 2010 e fevereiro de 2011.....	28
Figura 7. Salinidade, temperatura e saturação de oxigênio nos sistemas Piripiri, Garça e Catingosa, de maio de 2010 a fevereiro de 2011.....	30
Figura 8. Fósforo total (P-total), pH e clorofila <i>a</i> nos três sistemas Piripiri, Garça e Catingosa, de maio de 2010 a fevereiro de 2011.....	31
Figura 9. Ordenação gráfica da PCA do sistema Garça (A), Piripiri (B) e Catingosa (C) mostrando os pontos de amostragem e as variáveis ambientais investigadas.....	34
Figura 10. Riqueza total de espécies encontradas nos pontos amostrados nos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa.....	37
Figura 11. Curvas de acúmulo de espécies zooplancônicas dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa em função do número de indivíduos para cada período amostrado.....	38
Figura 12. Valores de diversidade beta (β_2) para os pontos amostrados nos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa.....	39

Figura 13. Ordenação gráfica da NMS em relação à composição e abundância das comunidades zooplanctônicas dos sistemas Garça (A), Piripiri (B) e Catingosa (C)....	40
Figura 14. Lista das espécies eclodidas do banco de ovos de resistência do sistema Garça.....	44
Figura 15. Riqueza média ($1 \pm EP$), em 400 gramas de sedimento úmido, de organismos emergentes do sedimento do sistema Garça.....	45
Figura 16. Estrutura do banco de ovos de resistência da comunidade zooplanctônica do sistema Garça, em agosto de 2010, derivada de uma Escala Multidimensional não-Métrica (NMS).....	45
Figura 17. Comparação da riqueza total de espécies ativas e dormentes da lagoa da Garça (G1, G2 e G3) e das poças adjacentes (P8, P9, P10, P11, P12 e P13).....	46
Figura 18. Contribuição relativa do número de espécies encontradas exclusivamente nas formas ativa (na coluna d'água), dormente (no banco de ovos) ou ambas no sistema Garça.....	47
Figura 19. Ordenação gráfica da NMS em relação à presença e ausência de espécies das comunidades zooplanctônicas ativa e dormente do sistema Garça.....	48
Figura 20. Contribuição relativa do banco de ovos de resistência e da comunidade ativa das poças para a comunidade zooplanctônica da lagoa da Garça, considerando as espécies registradas na lagoa entre 2002-2010.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos 21 pontos amostrados quanto à localização geográfica, sistema, área (m ²), distância em relação à lagoa, hidroperíodo, profundidade máxima (cm) e presença ou ausência de peixes e macrófitas entre maio de 2010 e fevereiro de 2011	27
Tabela 2. Resultado da PCA dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa, mostrando a variação total explicada por cada eixo	33
Tabela 3. Resultados da RDA parcial de cada variável ambiental na variação da composição de espécies do zooplâncton (dados de abundância) para os três sistemas estudados	42
Tabela 4. Resultados da RDA parcial de cada variável ambiental na variação da composição de espécies do zooplâncton (dados de presença e ausência) para os três sistemas estudados.....	42

SUMÁRIO

1. Introdução	01
2. Hipóteses e Objetivos	11
3. Área de estudo	12
4. Material e Métodos	16
5. Resultados	24
6. Discussão	50
7. Conclusões	71
8. Anexos	72
9. Referências Bibliográficas	84

INTRODUÇÃO

Recentemente, o crescente aumento das taxas de extinção de espécies nos ecossistemas em nível global, especialmente em consequência de atividades humanas, tem despertado um grande interesse da comunidade científica acerca dos estudos sobre biodiversidade. Atualmente, tais pesquisas têm contemplado, além de extensas listas de espécies e estudos sobre organismos em risco de extinção, os fatores reguladores da biodiversidade, tanto em escala local quanto em escala regional (Hillebrand & Blenckner, 2002; Ricklefs, 2004).

Em ecossistemas aquáticos continentais, como lagoas costeiras e poças, existe um interesse particular para estudos relacionados aos fatores reguladores da biodiversidade, pois além de variarem muito entre si em relação aos fatores locais, estes sistemas possuem variável grau de isolamento espacial e temporal, que influenciam diretamente na dispersão dos organismos entre comunidades. Associado a isto, o conhecimento de que a biodiversidade de ambientes aquáticos continentais vem sendo perdida a taxas alarmantes, e muito mais rapidamente do que aquela estimada para ambientes terrestres (Dudgeon *et al.*, 2006), tem tornado cada vez mais urgente o conhecimento sobre os padrões de distribuição da biodiversidade nestes sistemas, assim como a sua preservação.

Dentro das perspectivas das mudanças climáticas globais, as inúmeras consequências previstas, tais como alterações nos padrões de precipitação, alterações no nível do mar, aumento de temperatura e aumento da salinidade (IPCC, 2007) representam uma grande ameaça para a sobrevivência e manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais em todo o mundo (Erwin, 2009; Waterkeyn *et al.*, 2011). Diversos estudos têm demonstrado que qualquer modificação no ciclo hidrológico ou mudanças na salinidade afetam fortemente a composição de espécies e o funcionamento destes

sistemas. A respeito de ambientes aquáticos continentais isolados, pequenos e rasos, como lagoas costeiras, e especialmente os temporários, como poças, a ameaça é ainda maior, já que estes ambientes são muito sensíveis a mudanças na qualidade e no seu abastecimento de água (Erwin, 2009; Nielsen & Brock, 2009).

Organismos zooplancônicos, cuja dinâmica é muito variável no tempo e no espaço, estão entre os mais suscetíveis a mudanças no habitat em função de sua baixa mobilidade, que não os permite escapar prontamente (Angeler *et al.*, 2008). A dispersão passiva é considerada, portanto, o principal meio de locomoção entre os diferentes habitats e, por isso, muitas vezes, estes organismos podem depender da conectividade hidrológica entre os diversos corpos aquáticos adjacentes para superar tais distúrbios. Devido ao curto ciclo de vida, ao pequeno porte dos indivíduos e a capacidade de produzir estágios dormentes, o zooplâncton pode ser considerado um organismo-modelo para avaliar os impactos e a importância de fatores locais e regionais na estrutura das comunidades de ambientes aquáticos continentais, tais como poças e lagoas costeiras.

Tendo em vista estes aspectos, nesta introdução serão abordadas algumas características de poças e lagoas costeiras, e a importância da conectividade hidrológica entre estes ambientes, considerando as alterações de salinidade as quais estes sistemas estão submetidos. Tais abordagens terão enfoque sobre metacomunidades zooplancônicas, levando em conta a produção de estágios dormentes e a capacidade de dispersão destes organismos.

Biodiversidade e conectividade hidrológica

Em geral, estudos a respeito da biodiversidade têm focado principalmente nos efeitos dos processos que atuam em escala local sobre a estruturação das comunidades (Forbes & Chase, 2002). Os processos locais incluem tanto fatores abióticos quanto

bióticos, tais como variáveis ambientais (e.g. concentração de sais, temperatura), heterogeneidade ambiental (e.g. diversidade de recursos ou regimes de perturbação) e interações bióticas diretas e indiretas (e.g. predação e competição). Contudo, tais fatores têm sido abordados considerando os habitats como unidades fechadas e isoladas, e estudos teóricos e empíricos recentes têm considerado os impactos adicionais dos processos regionais sobre a dinâmica local (Cottenie *et al.*, 2003; Beisner *et al.*, 2006; Pedruski *et al.*, 2011; Waterkeyn *et al.*, 2011).

Os processos regionais podem incluir, por exemplo, fatores climáticos em larga escala ou a dispersão dos organismos (Forbes & Chase, 2002). Quando comunidades locais interagem através da dispersão, formando a chamada *metacomunidade*, tanto os processos locais quanto os regionais (Leibold *et al.*, 2004) tem um papel importante sobre a estrutura, diversidade e composição das comunidades envolvidas (Beisner *et al.*, 2006). A capacidade de dispersão dos organismos entre as diferentes manchas de habitat dentro de uma metacomunidade depende da distância e do tipo de conexão entre elas (Shurin *et al.*, 2009). A ideia de que o isolamento espacial exerce uma grande influência sobre a dispersão surgiu na ecologia através da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), que prediz que um maior grau de isolamento reduz a taxa de imigração para uma comunidade, diminuindo, portanto, a riqueza de espécies. No entanto, dependendo do organismo estudado, o grau de isolamento é visto de forma diferenciada, e diferentes cenários podem ser traçados (Begon *et al.*, 2006; Scheffer *et al.*, 2006). Certas espécies diferem em suas probabilidades de colonização em função de diferentes mecanismos e habilidades de dispersão (Bilton *et al.*, 2001), e determinados locais com características ambientais similares podem exibir uma composição de espécies completamente distinta devido às diferentes chances de colonização e extinção de cada espécie (Cottenie *et al.*, 2003).

Em ecossistemas aquáticos continentais, as comunidades são fortemente influenciadas pelos padrões de conectividade hidrológica (Pazin *et al.*, 2006; Macedo-Soares *et al.* 2010), caracterizada como a transferência de organismos, água, matéria orgânica, nutrientes e energia entre unidades ecológicas adjacentes (Heiler *et al.*, 1995). Dependendo da frequência e da intensidade, a hidroconectividade pode afetar fortemente as características químicas, físicas e biológicas dos sistemas aquáticos. Neste sentido, a hidroconectividade determina alterações temporais na importância dos fatores locais e regionais, que se refletem nas adaptações e na história de vida da biota e, conseqüentemente, na própria biodiversidade (Farjalla *et al.*, 2002; Cucherousset *et al.*, 2007).

O conceito de conectividade hidrológica tem sido aplicado como uma ferramenta importante em nível de populações, comunidades e ecossistemas (Petry *et al.*, 2003; Dewson *et al.*, 2007; Gubiani *et al.*, 2007; Thomaz *et al.*, 2007). Em geral, esses estudos têm focado o efeito da redução, ausência e, em menor grau, do restabelecimento da conectividade hidrológica por medidas de regulação de vazão ou restauração, especialmente em ambientes aquáticos adjacentes a rios de grande e médio porte (Okada *et al.*, 2003; Cucherousset *et al.*, 2007; José de Paggi & Paggi, 2008). Para ambientes costeiros, contudo, o registro de apenas um estudo envolvendo comunidades de peixes de uma lagoa costeira e poças adjacentes (Macedo-Soares *et al.*, 2010) demonstra que, para estes ambientes, os efeitos da conectividade hidrológica raramente têm sido contemplados.

Lagoas costeiras e poças adjacentes

As lagoas costeiras são consideradas ambientes extremamente sujeitos a variações espaciais e temporais, onde a sazonalidade é de grande importância na variação dos fatores físicos e químicos destes sistemas (Martins *et al.*, 2006). Em

função de sua proximidade com o oceano, variações na salinidade são muito frequentes (Esteves *et al.*, 2008), seja por comunicações permanentes com o mar, pela influência do *spray* marinho (Santangelo *et al.*, 2007; Duggan & White, 2010), ressacas e intrusões de água pela cunha salina. Dependendo da existência, frequência e intensidade destes fatores e também do balanço de água doce (tributários, precipitação e evaporação), diferentes gradientes espaciais e temporais de salinidade podem ocorrer nestes sistemas (Kjerfve, 1994; Smith, 1994) e, por isso, algumas lagoas costeiras podem apresentar-se hipersalinas (Enrich-Prast *et al.*, 2004; Farjalla *et al.*, 2005).

Lagoas salgadas são muito mais sensíveis às variações climáticas do que as lagoas de água doce, pois são o produto de um delicado equilíbrio entre entradas e saídas de água (Williams, 1996). Quando qualquer um destes elementos sofre ligeira perturbação, mudanças hidrológicas significantes e, conseqüentemente, biológicas, ocorrem na lagoa. No entanto, levando em consideração as comunidades presentes nestes ecossistemas, nas lagoas tipicamente de água doce é de se esperar que pequenas variações na salinidade resultem em um grande efeito na estrutura e dinâmica de suas comunidades, ao contrário de uma pequena variação na salinidade de sistemas hipersalinos (Santangelo, 2005).

Entretanto, embora seja encontrada uma baixa riqueza e diversidade em sistemas hipersalinos (Marinho *et al.*, 2004, Araujo, 2009), de acordo com o balanço hídrico local, os valores de salinidade podem diminuir a ponto de transformar ambientes outrora de águas salinas em ambientes temporariamente dulcícolas ou oligohalinos, tornando-os adequados para a colonização e estabelecimento de espécies de água doce. Neste sentido, considerando estes ambientes em um contexto de metacomunidades, a presença de ambientes aquáticos adjacentes de água doce pode ser importante para o fornecimento e troca de espécies dulcícolas.

Na região norte-fluminense do Rio de Janeiro, o regime de chuvas é determinante para definir a sazonalidade da região, que é marcada em dois períodos distintos: seco e chuvoso (Laque *et al.*, 2010). Nos períodos de estiagem, ambientes aquáticos pequenos e rasos, e geralmente temporários, como poças, podem se formar nas porções mais baixas de entorno das lagoas através do extravasamento de água das mesmas (nas épocas mais chuvosas), do acúmulo de água pela precipitação, da percolação dos lençóis freáticos ou, por ressacas marinhas, sendo abastecidas somente com água do mar. Por isto, no verão, quando a precipitação é mais intensa, lagoas costeiras e poças adjacentes podem, em função do maior aporte de água e, conseqüentemente, do aumento do espelho d'água, estabelecer níveis mais elevados de conectividade hidrológica (Macedo-Soares *et al.*, 2010). Como conseqüência, a formação de canais para a biota e a homogeneização das variáveis ambientais, acarretando na diminuição da salinidade, permite que muitas espécies sejam capazes de colonizar ambientes recentemente formados ou alcançar aqueles que durante a estiagem não apresentavam condições favoráveis à sobrevivência, tais como as lagoas costeiras. Assim, a atestada baixa riqueza local, por exemplo, nas lagoas costeiras salinas, pode ser sobrepujada pela diversidade regional e mediada pelo *turnover* de espécies entre os ambientes.

Sabe-se ainda que ambientes como poças diferem muito entre si quanto as características morfológicas, ambientais e biológicas. Em função disto, diversos estudos têm demonstrado que esses pequenos ecossistemas contribuem desproporcionalmente para a diversidade regional, principalmente por causa da sua alta diversidade beta (Oertli *et al.*, 2002; Williams *et al.*, 2004). A grande diferença nas características físicas e químicas, variabilidade nos hidroperíodos, complexidade na estrutura e composição de macrófitas aquáticas, além dos efeitos associados à sua natureza isolada e efeitos de segunda ordem (por exemplo, efeitos da presença ou ausência de espécies-chave na

estrutura trófica do sistema) (Scheffer *et al.*, 2006) fazem destes ambientes um local propício ao surgimento de espécies endêmicas ou raras, estabelecendo-se assim uma biota muito específica (De Meester *et al.*, 2005).

Neste sentido, as poças apresentam um importante papel como fonte ou sumidouro de espécies para corpos aquáticos maiores adjacentes, como as lagoas costeiras. Em condições desfavoráveis nas lagoas, especialmente em períodos de alta salinidade, as poças podem atuar como refúgio para diversos organismos. A persistência da maior parte das espécies em uma lagoa depende da duração da salinidade adequada e do caráter temporário no estabelecimento da hidroconectividade, que viabiliza a ocupação de novas áreas e promove a formação de novas comunidades (Carini *et al.*, 2006). Assim, a conectividade hidrológica deve exercer um papel fundamental nos padrões de deslocamento e ocupação dos ambientes costeiros pelos organismos e, conseqüentemente, na manutenção das espécies nestes sistemas.

Organismos zooplanctônicos neste contexto

O zooplâncton tem sua história de vida influenciada por inúmeros fatores abióticos e bióticos, os quais podem afetar positiva ou negativamente a sua sobrevivência, crescimento e reprodução. Alterações na salinidade, comuns em lagoas costeiras, são conhecidas por afetar os organismos zooplanctônicos de diversas formas, e até mesmo pequenos aumentos na salinidade podem alterar a estrutura e dinâmica populacionais do zooplâncton (Schallenberg *et al.*, 2003; Santangelo *et al.*, 2008). Os organismos podem ser afetados diretamente, através da alteração da capacidade de osmorregulação e a habilidade de digestão, por exemplo (Arnér & Koivisto, 1993; Boeuf & Payan, 2001), ou indiretamente, com a alteração de variáveis físicas e químicas, tais como concentração de oxigênio, composição iônica e pH (Esteves, 1998a; Williams, 1998). A salinidade pode, ainda, modificar as interações entre as espécies,

como os padrões de competição e predação, que acabam se tornando muito mais determinantes na estruturação das comunidades do que a salinidade em si (Santangelo *et al.*, 2008; Heine-Fuster *et al.*, 2010).

Respostas adaptativas do zooplâncton para mudanças nos diversos fatores ambientais podem ser expressas com mudanças morfológicas, através de espinhos e alongamento do corpo; comportamentais, seja na mudança da natação ou na sua distribuição no ambiente; e mudanças na história de vida, como a formação de estágios dormentes. Desta forma, diferentes respostas, em nível individual, podem ter um efeito importante em nível populacional, afetando distribuições temporais e espaciais (Lauridsen *et al.*, 1997; Hansen & Hairston, 1998; Tollrian & Dodson, 1999).

Entre as características da história de vida que são afetadas pelos fatores ambientais, a dormência é uma das mais conspícuas entre os organismos zooplanctônicos. Variações nas condições ambientais ótimas para a sobrevivência dos organismos ativos são consideradas como fator decisivo para o estímulo à produção de ovos de resistência (Santangelo, 2009). A formação destes ovos é vista como um refúgio temporal às condições adversas e letais às formas ativas (Bilton *et al.*, 2001), pois são muito mais resistentes em uma série de fatores, como temperatura, salinidade, pH e predação (Jarnagin *et al.*, 2000; Bailey *et al.*, 2004), permitindo a recolonização do habitat após um período adverso (Crispim & Watanabe, 2001). Desta forma, a capacidade de restabelecimento das populações zooplanctônicas pode muitas vezes depender do recrutamento de organismos a partir de estágios dormentes presentes no sedimento (Santangelo, 2009).

Neste aspecto, ovos de resistência são considerados mais eficientes na dispersão quando comparados às formas ativas (Bohonak & Jenkins, 2003; Louette & De Meester, 2005). Assim, assumiu-se por muito tempo uma fácil e constante movimentação destes estágios dormentes entre os ambientes aquáticos (Bilton *et al.*

2001; De Meester *et al.* 2002). Embora as habilidades de dispersão variem entre as espécies, estudos de comunidades planctônicas ignoram esta potencial variação, assumindo que dispersão e colonização por todas as espécies devam ser “rápidas e frequentes” (Brooks & Dodson 1965; Lampert & Sommer 1997).

Em função do seu pequeno porte, a habilidade de dispersão dos organismos zooplanctônicos tem sido largamente estudada, levando em consideração tanto os indivíduos adultos quanto as formas dormentes (Proctor, 1964; Schlichting & Sides, 1969; Shurin, 2000; Bilton *et al.*, 2001; Langley *et al.*, 2001; Michels *et al.*, 2001; Gray & Arnott, 2011). Em ambientes aquáticos como lagoas e poças que, por terem seus limites bem demarcados, exibindo assim a natureza de uma ilha, a dispersão dos organismos ativos muitas vezes não é considerada (Michels *et al.*, 2001). No entanto, em sistemas cuja conectividade hidrológica é freqüente, a dispersão das formas ativas é prontamente mediada pela corrente de água formada entre os sistemas conectados (Akopian *et al.*, 1999). Em cladóceros, fêmeas partenogênicas podem carregar diversos embriões, e a dispersão destes indivíduos se torna extremamente importante para as populações ativas em distâncias relativamente curtas. Embora os ovos de resistência sejam a forma mais importante de dispersão para longas distâncias, especialmente para cladóceros, a dispersão de fêmeas partenogênicas parece ser quantitativamente mais importante em situações em que ambientes aquáticos encontram-se conectados (Michels *et al.*, 2001).

O impacto da dispersão na estrutura de comunidades zooplanctônicas é um assunto que tem gerado muito debate na literatura. Primeiramente, para muitos organismos, estimar diretamente as taxas de dispersão tem sido muito difícil, e poucos estudos têm avaliado esta questão (Brendonck & Riddoch, 1999; Michels *et al.*, 2001; Bohonak & Jenkins, 2003, Green & Figuerola 2005). Ainda, diversos estudos têm apontado que a quantificação da dispersão zooplanctônica tem sido feita apenas pela

observação da colonização de ambientes estéreis no campo, assumindo rápida colonização por uma série de espécies (Cohen & Shurin, 2003; Havel & Shurin, 2004; Louette & De Meester, 2005; Vanschoenwinkel *et al.*, 2008). Contudo, outras investigações têm sugerido que a colonização de novos habitats ocorre relativamente devagar, e a distância de dispersão pode ser limitada (Cáceres & Soluk, 2002; Allen, 2007). Estas divergências a respeito da habilidade de dispersão do zooplâncton têm estimulado o surgimento de diversos outros estudos a fim de identificar os padrões espaciais que melhor indicam o papel da dispersão na estruturação das comunidades (Beisner *et al.*, 2006; Strecker *et al.*, 2008; Shurin *et al.*, 2009). Dentre elas, a conectividade hidrológica entre ambientes costeiros tem sido recentemente investigada, e associações entre os diferentes fatores locais, como salinidade, e regionais, como dispersão, tem recebido ainda menos atenção dentro deste contexto.

HIPÓTESES E OBJETIVOS

A partir da premissa de que a hidroconectividade permite a troca de material e biota entre os sistemas conectados, podendo promover a homogeneização dos ambientes, neste trabalho foram testadas as seguintes hipóteses:

1) a comunidade zooplanctônica de lagoas costeiras e de poças adjacentes são mais similares no período chuvoso devido ao maior grau de conectividade entre os ambientes;

2) a recolonização de uma lagoa costeira (lagoa da Garça) ocorre por dispersão de organismos zooplanctônicos oriundos da comunidade ativa e dormente de poças adjacentes;

Desta forma, os objetivos específicos foram:

- a) Determinar a riqueza, composição e densidade de espécies zooplanctônicas em três lagoas costeiras e em suas respectivas poças adjacentes;
- b) Determinar a riqueza, composição e densidade de espécies do banco de ovos de resistência da lagoa da Garça e das poças adjacentes;
- c) Comparar a composição da comunidade zooplanctônica ativa de cada uma das três lagoas com suas respectivas poças durante os períodos de seca e chuva;
- d) Avaliar a contribuição relativa do banco de ovos de resistência na recolonização da lagoa da Garça considerando dados de longa duração da comunidade zooplanctônica ativa deste ambiente;
- e) Avaliar o papel das poças adjacentes na recolonização da lagoa da Garça considerando dados de longa duração da comunidade zooplanctônica ativa deste ambiente.

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em três ambientes lagunares (Garça, Piripiri e Catingosa) chamados aqui de *sistemas*, compostos cada um por uma lagoa e poças associadas. Os ambientes estudados consistem em três lagoas e 15 poças, situados dentro dos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Figura 1). O parque se localiza na região Norte Fluminense do Rio de Janeiro, entre as latitudes 22°00' S a 22°30' S e longitudes 41°15' W a 42°00' W, e compreende uma área total de 148,6 km², nos municípios de Quissamã, Carapebus e Macaé. A região é uma das maiores e mais bem preservadas áreas de formações de restinga do Brasil, e é caracterizada por uma marcada sazonalidade, com precipitação mensal mínima em torno de 40 mm e máxima de 190 mm (inverno e verão, respectivamente), com uma deficiência hídrica entre os meses de junho e setembro, tendo assim uma média anual de 1.165 mm (Berg *et al.*, 2004). O clima da região é caracterizado como tropical sub-úmido-úmido, com temperatura média no verão de 25° C e no inverno em torno de 19°C (Rocha *et al.*, 2004).

As lagoas Garça, Piripiri e Catingosa são isoladas do oceano por uma faixa de aproximadamente 30 m de areia e encontram-se posicionadas paralelamente em relação ao mar. Em função da proximidade e influência marinha, a barra de areia das lagoas é, em geral, pobremente estruturada, e macrófitas aquáticas e gramíneas ocupam apenas a porção do fundo do ecossistema. A área das lagoas é bastante variável (Tabela 1), sofrendo contração devido ao forte dessecamento nos períodos de seca (abril a setembro) e expansão pelo aumento da pluviosidade no período de chuva (outubro a março) (Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003). Em virtude de seu posicionamento, baixa profundidade e por não receberem tributários, estas lagoas apresentam valores de salinidade relativamente altos, resultantes de um balanço hídrico negativo na maior parte do ano. A maior parte da água que entra nas lagoas é decorrente da precipitação e

de eventuais intrusões marinhas, em momentos de ressaca no mar. Assim, em função destas características, estas lagoas são consideradas predominantemente salinas.

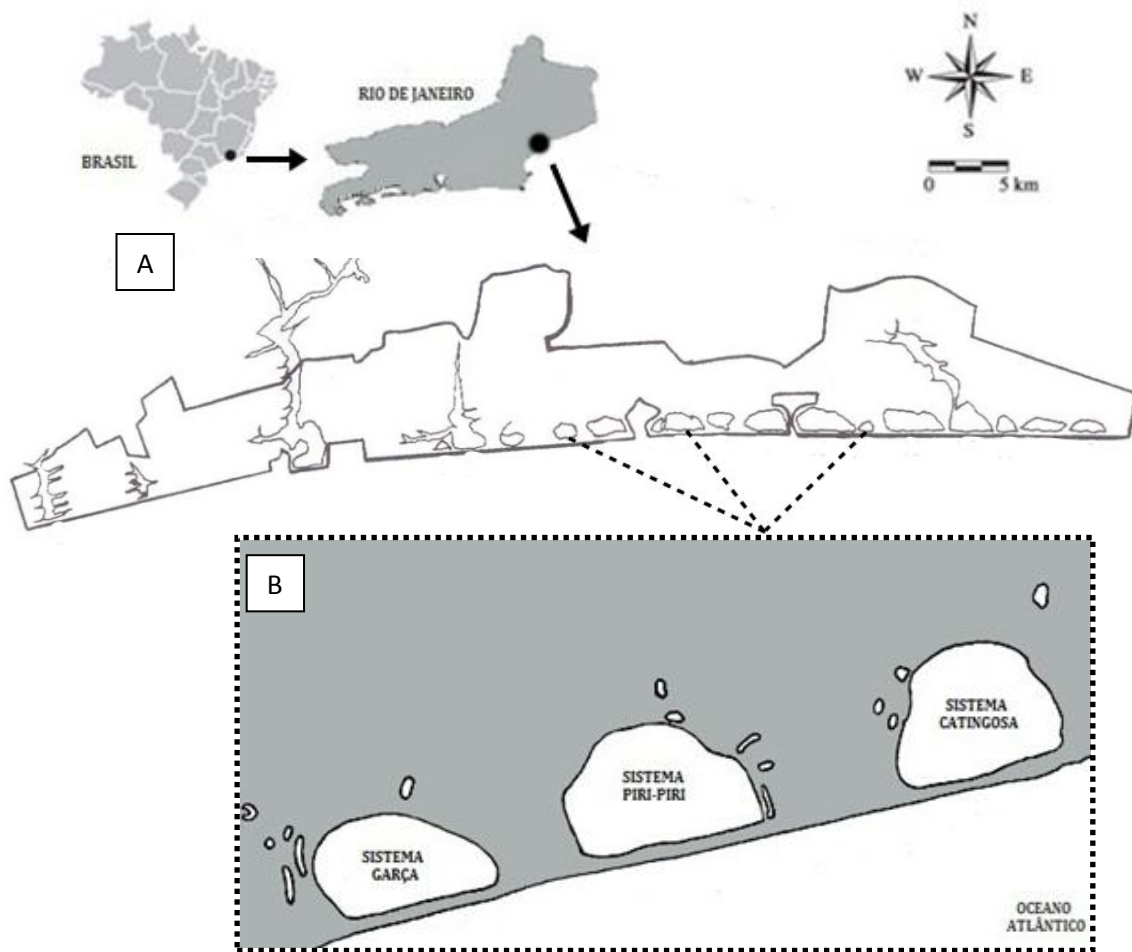


Figura 1. Localização dos três sistemas investigados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (A) e a representação esquemática das três lagoas e de suas poças associadas (B) (Modificado de Caliman *et al.*, 2010).

Em cada um dos sistemas lagunares estudados, foram selecionadas de quatro a seis poças potencialmente capazes de conectarem-se aos corpos aquáticos principais (Figuras 2 e 3), totalizando 15 poças adjacentes. Em função de sua formação e posicionamento em relação à lagoa e ao mar, muitas poças são formadas através das ressacas marinhas, sendo abastecidas somente com água do mar, enquanto outras são formadas basicamente pela água da chuva. No entanto, a grande maioria das poças encontradas são formadas através da percolação de água de lençóis freáticos oriundos da

restinga, podendo, ainda, serem encontradas poças formadas com a permutação destas diferentes fontes.

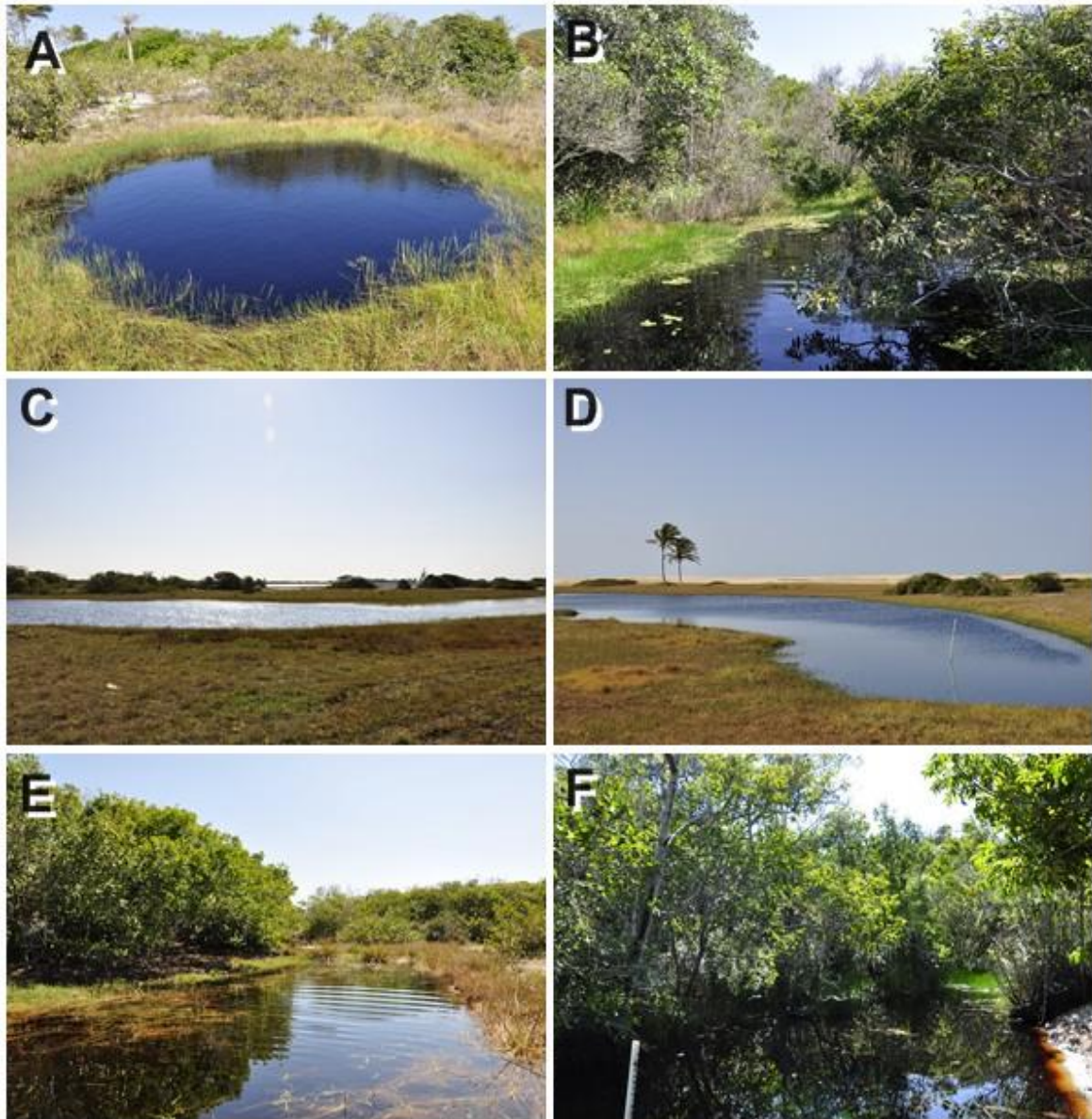


Figura 2. Fotos das poças do sistema Garça. Poça 8 (A), Poça 9 (B), Poça 10 (C), Poça 11 (D), Poça 12 (E) e Poça 13 (F).

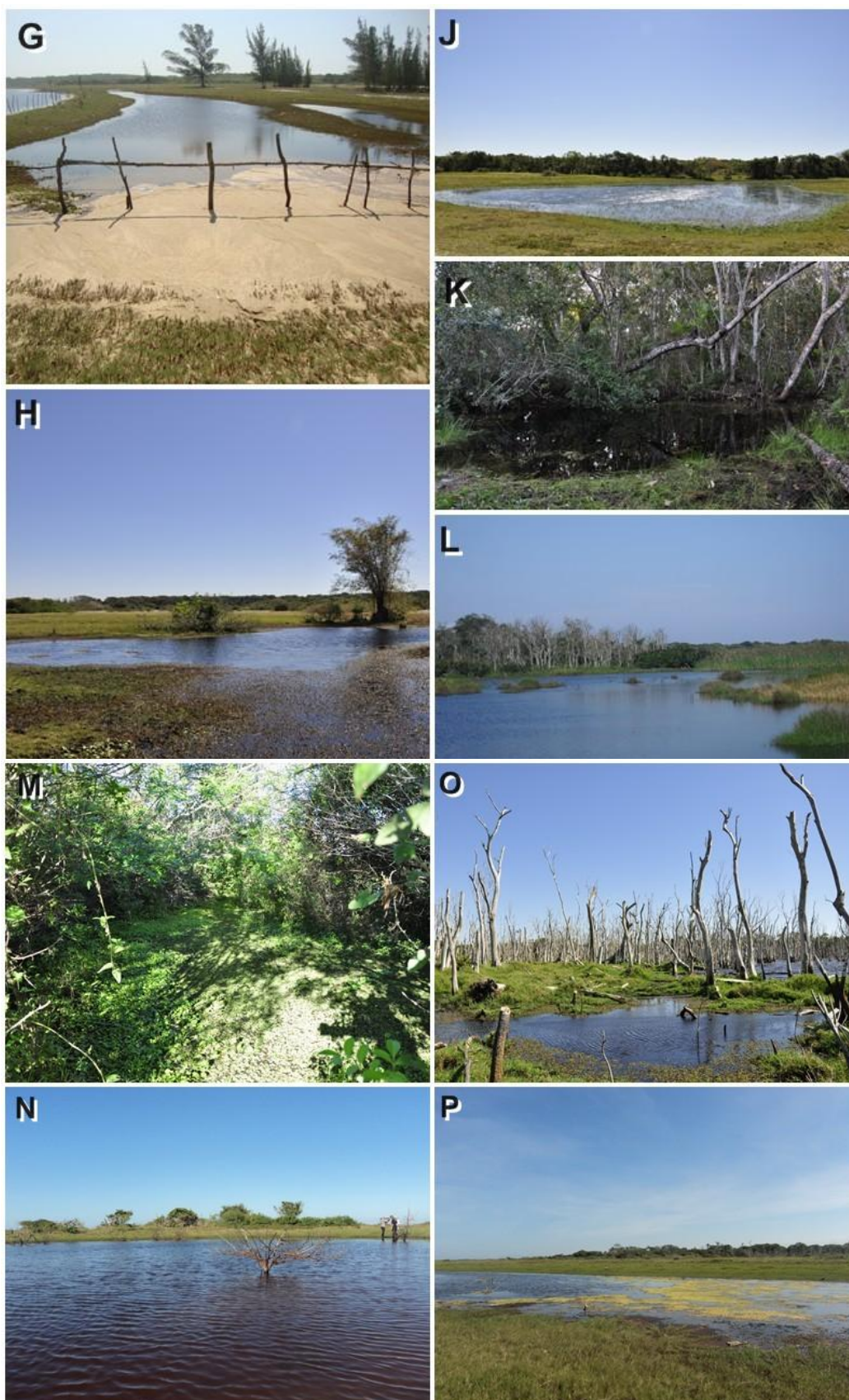


Figura 3. Fotos das poças no sistema Piripiri (G-L) e Catingosa (M-P). Poça 1 (G), Poça 2 (H), Poça 3 (J), Poça 4 (K), Poça 5 (L); Poça 15 (M), Poça 16 (N), Poça 17 (O) e Poça 18 (P).

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem de variáveis ambientais

Amostras de água das lagoas Garça, Piripiri e Catingosa e das 15 poças associadas foram coletadas trimestralmente no período de um ano (maio de 2010 a fevereiro de 2011) contemplando os períodos de seca e chuva, sendo considerados períodos de menor e maior conectividade entre as lagoas e as poças, respectivamente. Em função da atípica pluviosidade ocorrida durante o ano de estudo, neste trabalho foi considerado período de chuva as amostragens realizadas em maio e agosto de 2010, enquanto o período de seca foi considerado as amostragens realizadas em novembro de 2010 e fevereiro de 2011. Em cada ambiente, foram coletadas amostras em diferentes pontos a fim de melhor abranger a heterogeneidade espacial do ambiente e, portanto, apresentar uma melhor estimativa da riqueza e composição das comunidades de cada ecossistema. Para as lagoas, por serem maiores, foram estipulados dois pontos distintos: um mais próximo a barra de areia e outro mais próximo ao fundo da lagoa.

Em campo foram medidos os valores de temperatura, salinidade e saturação de oxigênio através de um medidor multiparâmetro YSI Model 85 (Yellow Springs, Ohio). Em laboratório, os valores de pH foram determinados através de um pHmetro modelo Analion PM 608. A concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) foi determinada pelo método de Nusch & Palmer (1975), após a filtração de volumes conhecidos de água em filtros GF/C e extração da clorofila em etanol 90% aquecido a 80°C. A concentração de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) foi determinada pelo método de Golterman *et al.*, (1978) após oxidação pelo persulfato.

Além das coletas trimestrais, foi realizado um monitoramento mensal para acompanhar a variação do hidroperíodo e do grau de conectividade de cada ponto. Cada

localidade foi percorrida para registrar a ocorrência de água, e o hidroperíodo foi calculado considerando a frequência de meses nos quais poças e lagoas apresentavam água. O grau de conectividade foi avaliado considerando a quantidade de água que estava percolando entre as poças e a lagoa de cada sistema. A presença de peixes e macrófitas aquáticas também foi investigada durante este período. Mensalmente, profundidade, salinidade, temperatura e saturação de oxigênio foram mensurados. Medidas das áreas das poças foram realizadas através do cálculo de formas geométricas aproximadas.

Comunidade zooplanctônica ativa

Amostras da comunidade zooplanctônica também foram realizadas trimestralmente, nos mesmos pontos e no mesmo período onde foram realizadas as medidas das variáveis limnológicas, resultando em 86 amostras no total. As amostras foram coletadas através de um balde de 10 litros e uma rede cônica de abertura de malha de 50 μm , onde eram filtrados um volume conhecido de água, que dependia da profundidade e da quantidade de material em suspensão de cada ambiente. O volume máximo filtrado correspondeu a 100 litros. Para que as amostras contemplassem a heterogeneidade espacial de cada local, apresentando uma melhor estimativa da riqueza e composição das comunidades de cada ecossistema, as coletas foram realizadas em diferentes pontos, formando uma única amostra para cada ponto de coleta. O conteúdo coletado foi concentrado e imediatamente fixado em formaldeído açucarado a uma concentração final de 5%, para posterior análise em laboratório.

No laboratório foram estimadas as densidades dos organismos zooplanctônicos em sub-amostragens. Para as espécies abundantes em cada amostra, foram realizadas três sub-amostragens em volumes conhecidos, com coeficiente de variação de no máximo 10%. Os organismos de maior porte, tais como copépodes, copepoditos e

cladóceros foram quantificados em câmara aberta em sua totalidade ou, quando muito numerosos, em três sub-amostragens de 5 mL. Os organismos de pequeno porte, como rotíferos e náuplios, foram quantificados em sub-amostragens de 1 mL em câmaras de Sedgewick-Rafter. Todas as amostras foram analisadas em sua totalidade para a quantificação das espécies raras.

A comunidade zooplanctônica foi analisada quanto à sua riqueza, composição e densidade de espécies. A identificação das espécies foi baseada na literatura, especialmente em Koste (1978), Korovchinsky (1992), Elmoor-Loureiro (1997) e Branco (1998a). Por se tratar de ambientes rasos, o aparecimento de táxons tipicamente não planctônicos é comum, logo, espécies associadas às macrófitas aquáticas ou com hábitos bentônicos também foram incluídas nas contagens e nas análises, sendo identificadas até a menor categoria taxonômica possível.

Banco de ovos de resistência

A coleta de sedimento para amostragem do banco de ovos de resistência foi realizada apenas no sistema Garça, em agosto de 2010. Os mesmos pontos amostrados na lagoa e nas poças (nove pontos no total) para a coleta da comunidade ativa e das variáveis limnológicas foram utilizados para a coleta do sedimento. Em cada um dos pontos de amostragem, foram coletadas três réplicas do sedimento através de um coletor de sedimento do tipo *core* de oito centímetros de diâmetro, totalizando 27 amostras. Apenas os três centímetros superficiais do sedimento foram retirados, pois é a fração do sedimento considerada correspondente ao banco de ovos ativo (Herzig, 1985; Cáceres & Hairston, 1998). Logo após a coleta, o sedimento foi mantido em uma sacola plástica escura, em temperatura ambiente e protegido da luz.

O isolamento dos ovos de resistência foi feito a partir da centrifugação do sedimento úmido, de cada réplica, em 2700 rpm por três minutos, através do método de

flotação em água açucarada, preparada na razão 1:1 água açúcar (Onbe, 1978; Vandekerkhove *et al.*, 2004). Para cada réplica foram centrifugados 400 gramas de sedimento e, após a centrifugação, o sobrenadante foi filtrado em rede de malha de 20 µm, e lavado com água destilada para remover o açúcar. O material concentrado foi incubado em um aquário contendo 250 mL de meio artificial (modificado de Tollriam, 1993) preparado em laboratório, totalizando 27 aquários (nove pontos - três réplicas de cada). Os meios tiveram os valores de pH ajustados para 7,0 e a salinidade ajustada para 0,1 (água doce), e os aquários foram incubados a uma temperatura de 24 °C e fotoperíodo de 12:12 horas claro-escuro.

Por um período de vinte dias, as amostras foram acompanhadas diariamente. A água de cada aquário e as partículas depositadas no fundo foram filtradas em uma rede de malha de 20 µm e transferidas para uma placa de petri, onde os indivíduos nascidos eram removidos, quantificados e identificados até a menor categoria taxonômica possível. O material restante era novamente colocado de volta ao aquário para ser observado no dia seguinte. Os materiais utilizados nesta análise eram sempre rigorosamente lavados entre os aquários, com o intuito de evitar a contaminação dos mesmos com ovos ou indivíduos ativos provenientes de outros aquários.

Após 10 dias de experimento, a água de cada aquário foi renovada para evitar a proliferação de bactérias e fungos. O acompanhamento diário se encerrou por volta do vigésimo dia, quando diminuíram e/ou encerraram as taxas de eclosão.

Análises estatísticas

Para avaliar o papel da hidroconectividade na recolonização das lagoas, comparações entre a comunidade zooplancônica ativa das lagoas e de suas respectivas poças, durante os períodos de chuva (maio e agosto 2010) e seca (novembro de 2010 e fevereiro de 2011), foram feitas através de testes de similaridade. Os dados foram

avaliados com uma *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS) usando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. O Índice de Bray-Curtis é um índice de dissimilaridade semi-métrico cujo cálculo considera o número de espécies compartilhadas entre duas comunidades e também a abundância das mesmas (Bray & Curtis, 1957). A NMS consiste na disposição gráfica com o menor número de dimensões (eixos) possível das relações multi-dimensionais entre amostras. A efetividade desta redução de eixos é determinada pelo *stress* gerado. Os valores de *stress* variam de 0 a 1 e, quanto mais próximo de zero, melhor é a ordenação. Valores de *stress* de até 0,15 são considerados satisfatórios para dados de comunidades ecológicas (McCune & Grace 2002).

Como existe um forte efeito do número de indivíduos amostrados e número de amostras sobre a riqueza de espécies em sistemas naturais, curvas de rarefação foram utilizadas para avaliar as diferenças na riqueza de espécies entre os três sistemas lagunares (Gotelli & Colwell, 2001). As curvas de cada sistema foram plotadas conjuntamente com o intervalo de confiança de 95%. A riqueza de espécies entre os sistemas é comparada analisando a sobreposição das barras de erros (intervalo de confiança de 95%) de cada ponto das curvas até o limite do número de indivíduos da menor curva. As riquezas de espécies são diferentes quando os intervalos de confiança não se sobrepõem em pelo menos um ponto. As curvas foram realizadas para cada período de coleta, e foram computadas através de 50 permutações dos dados.

Uma *Principal Components Analysis* (PCA) associada a testes de permutações Monte Carlo (Legendre & Legendre, 1998) e baseada numa matriz de correlação foi realizada com as variáveis limnológicas, para observar gradientes ambientais entre as lagoas e as poças de cada sistema, assim como a relação entre elas. As variáveis ambientais utilizadas incluíram temperatura, salinidade, pH, saturação de oxigênio, clorofila *a* e fósforo total. A PCA é uma análise em que as variáveis ambientais dispostas em uma única matriz são intercruzadas coluna x coluna, e sucessivos eixos

são gerados para explicar a variação ambiental encontrada. Cada eixo recebe um *score* e os de maior valor são considerados os de maior poder de explicação. Assim, os dados podem ser expressos graficamente, destacando as diferenças e semelhanças entre as amostras analisadas (Smith, 2002).

Uma *Partial Redundancy Analysis* (pRDA) foi feita para verificar o quanto da variação na composição de espécies de cada sistema é afetada por fatores ambientais. A pRDA é um método baseado em uma série de regressões lineares múltiplas seguidas pela decomposição dos autovalores de uma matriz principal com valores ajustados (Makarenkov & Legendre, 2002). Enquanto uma RDA avalia a relação entre uma matriz X (geralmente composta por dados da comunidade) com uma matriz Y (composta por variáveis ambientais), uma pRDA subdivide a matriz principal X em duas outras, uma composta por variáveis condicionantes, cujo efeito se deseja remover dos dados (X1), e outra com as variáveis de interesse (X2). Assim, as regressões múltiplas entre a matriz principal X e a segunda matriz Y ocorre apenas entre X2 e Y, permitindo analisar apenas o efeito do segundo grupo de variáveis (X2) após o efeito do primeiro grupo (X1) ter sido removido (Makarenkov & Legendre, 2002). Neste estudo foram utilizados dados de abundância sendo previamente transformados (transformação de Hellinger) (Peres-Neto *et al.*, 2006) e dados de presença e ausência. Nesta análise foram utilizadas as mesmas variáveis ambientais utilizadas na PCA, acrescentando-se a sazonalidade como variável categórica, onde os dados foram separados por período de seca e chuva.

Alterações na composição de espécies ao longo do estudo foram avaliadas pelo índice de diversidade beta 2 (Harrison *et al.*, 1992), calculado para cada ponto. A diversidade beta 2 (β_2) mede a quantidade pela qual a diversidade regional excede a diversidade máxima local atingida. Formalmente ela é descrita pela seguinte fórmula:

$$\beta_2 = \frac{(\gamma / \alpha_{\max}) - 1}{N - 1}$$

Onde γ = número total de espécies encontradas em um dado ponto durante todo o período de coleta; α_{\max} = número máximo de espécies encontrado em uma amostragem em um dado ponto; N = número de amostragens. A β_2 atinge zero se os pontos amostrados compartilharem o mesmo conjunto de espécies ao longo de toda coleta, e seu aumento indica um maior *turnover* de espécies.

Os dados da comunidade emergente do banco de ovos na lagoa da Garça e nas seis poças associadas também foram avaliados com uma NMS utilizando o índice de Bray-Curtis, enquanto que comparações entre as comunidades ativa e dormente do sistema Garça foram feitas através de uma NMS utilizando o índice de similaridade de Jaccard. O índice de dissimilaridade de Jaccard é um índice binário (presença-ausência de espécies) baseado na diferença entre o número total e o número compartilhado de espécies entre duas comunidades, não considerando quaisquer diferenças na abundância das mesmas (Jaccard, 1901). Dados da comunidade ativa da lagoa da Garça coletados entre fevereiro de 2002 e março de 2008 (Araujo, 2009) foram utilizados nesta análise para avaliar padrões de similaridade entre a comunidade ativa e dormente da lagoa ao longo do tempo. A riqueza e abundância de espécies eclodidas em cada ponto foram analisados estatisticamente, usando o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de Dunn.

Todas as variáveis ambientais exploratórias foram antes padronizadas através do desvio padrão pelo programa *PCOrd* versão 6.0. As análises de NMS e PCA também foram realizadas neste programa. As curvas de rarefação foram realizadas no programa *EstimateS* versão 8.2. A pRDA foi realizada utilizando o pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2011), disponível para a linguagem de programação R (R Development Core Team 2011). O teste de Kruskal-Wallis foi realizado através do programa *Statistica* versão 7.0, e a normalidade dos dados foi verificada através do teste de Kolmogorov-Smirnov, utilizando o programa computacional GraphPad Prism 5.0.

RESULTADOS

Hidroperíodo e Conectividade

Variações acentuadas na pluviosidade caracterizaram a área de estudo na última década. Um período de estiagem atípica e de intensidade crescente marcou os verões de 2000, 2006 e 2010 (Figura 4A). Os 15 meses compreendidos entre dezembro de 2009 e fevereiro de 2011 marcaram o período mais prolongado de baixa pluviosidade (Figura 4A). A pluviosidade no trimestre que precedeu as amostragens também apresentou diferenças marcantes, e o acumulado de chuvas em agosto e novembro de 2010 representou menos de 40% dos valores registrados para as demais amostragens (Figura 4B).

As poças variaram em relação ao hidroperíodo (Tabela 1, Figura 5). Das 15 poças amostradas, apenas cinco apresentaram água em todos os meses monitorados (monitoramento mensal). Porém, todos os sistemas apresentaram pelo menos uma poça com hidroperíodo longo (100% de frequência de água em todos os meses de coleta). No sistema Garça, a poça 12 apresentou o menor hidroperíodo, apresentando-se seca de setembro de 2010 até fevereiro de 2011 (Figura 5), enquanto a poça 13 foi a única com hidroperíodo de 100%. As poças 3 e 4, na Piripiri, e 15 e 18, na Catingosa, também mantiveram água em todos os meses amostrados (Tabela 1).

Além do hidroperíodo, as poças apresentaram diferenças quanto a distância em relação à lagoa. Entre as 15 poças, apenas três delas encontravam-se a menos de 10 metros das lagoas principais de cada sistema, enquanto outras quatro poças apresentaram distâncias maiores do que 150 metros. Entretanto, a grande maioria apresentou distâncias médias, variando entre 30 e 100 metros (Tabela 1).

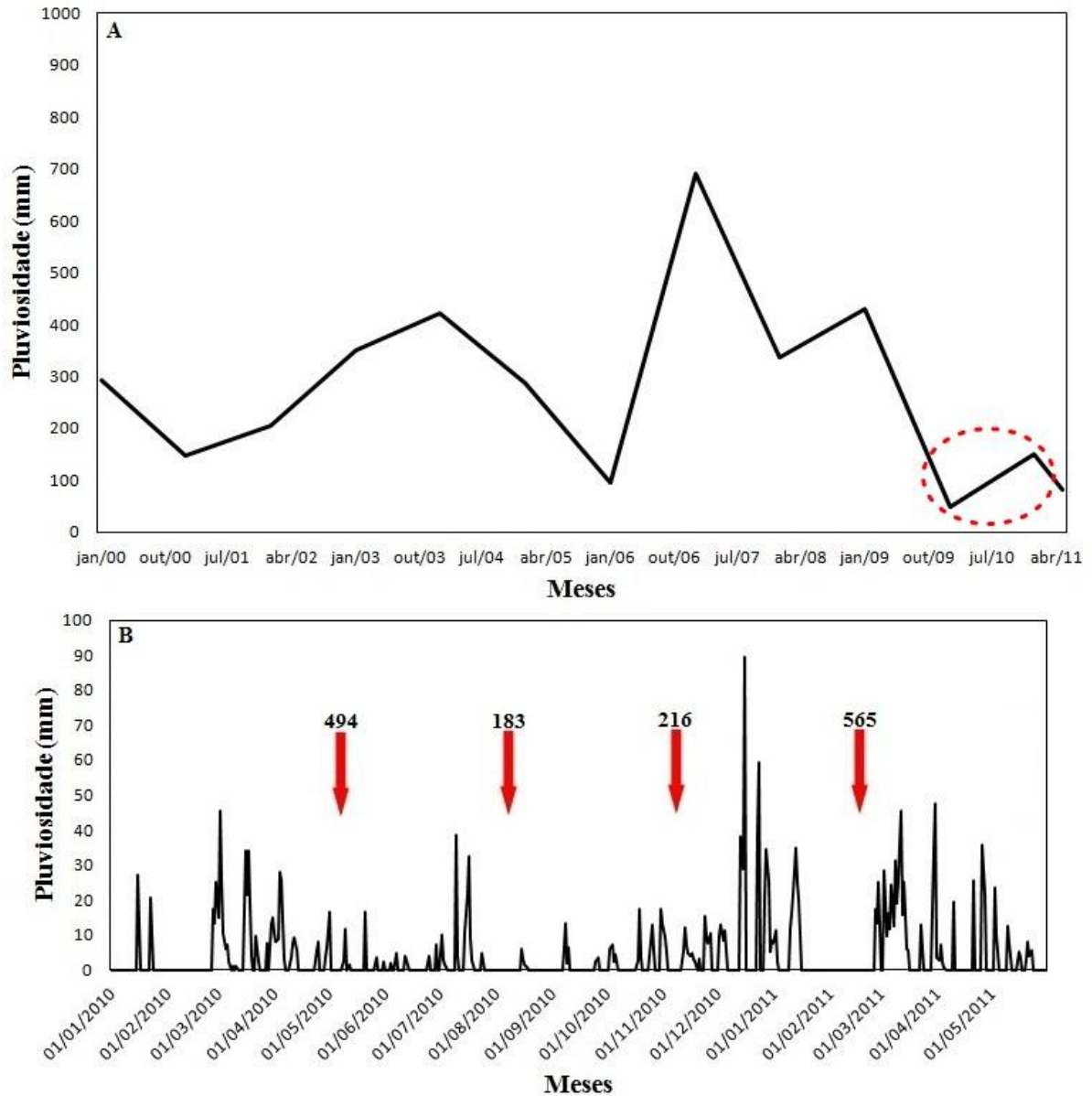


Figura 4. Variação no acumulado mensal da pluviosidade na última década (A) e valores diários entre janeiro de 2010 a maio de 2011 (B) para a região de Quissamã(RJ). A região pontilhada representa o período do presente estudo e as setas indicam a ocasião das coletas juntamente com os valores acumulados da pluviosidade (mm) nos 90 dias que antecederam a coleta (IPCC, 2007).

Os ambientes estudados foram distintos em relação às suas áreas e profundidades (evidenciada pela profundidade máxima). Apenas as poças tiveram suas profundidades mensuradas. O sistema Catingosa apresentou as poças maiores e mais rasas, com profundidade máxima não passando de 80 cm (poça 18). A poça 13, no

sistema Garça, e a poça 4, no sistema Piripiri foram as mais profundas, com 114 cm e 121 cm, respectivamente (Tabela 1).

A conectividade entre as lagoas e suas respectivas poças pode ser observada na figura 6. Em todos os sistemas houve pelo menos uma poça conectada em algum grau com a lagoa principal, considerando todo o período de coleta. O sistema Piripiri apresentou mais poças conectadas, com a Poça 5 permanecendo conectada por quase todo o período de coleta. No sistema Garça apenas a poça 13 conectou-se levemente com a lagoa, mantendo-se desta forma de maio até dezembro de 2010. No sistema Catingosa, a poça 17 estava conectada com a lagoa no início do período de coleta, permanecendo assim até o fim do período chuvoso (agosto 2010). Porém, diversas poças, principalmente as localizadas no sistema Garça, não se conectaram nenhuma vez com a lagoa durante o período de estudo (Figura 6).

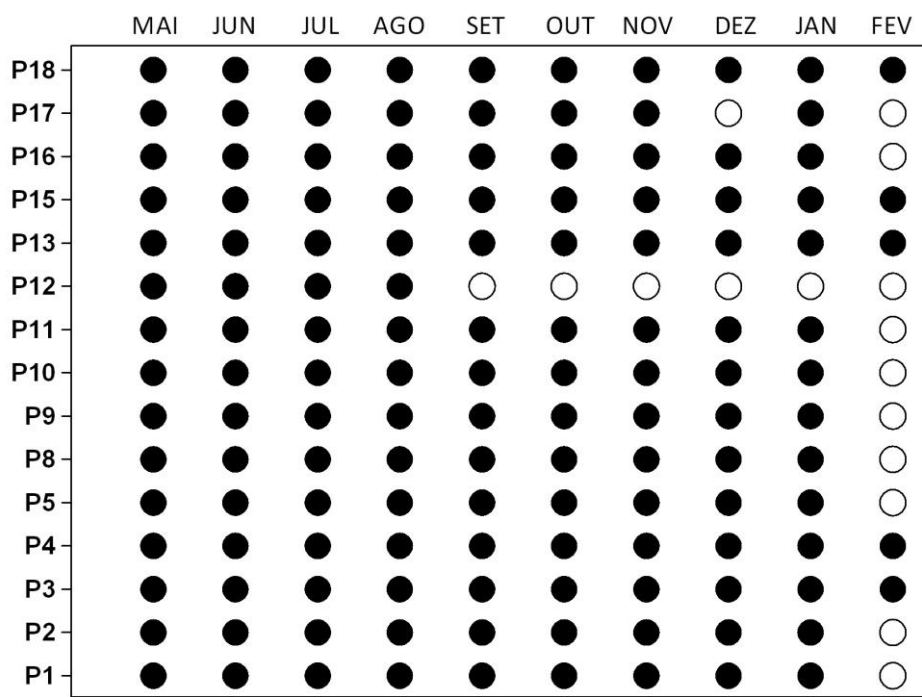


Figura 5. Hidroperíodo das 15 poças amostradas de maio de 2010 a fevereiro de 2011. Círculo fechado = poças cheias; Círculo aberto = Poças secas. Ver siglas das poças na tabela 1.

Tabela 1. Caracterização dos 21 pontos amostrados quanto a sua localização geográfica, sistema, área (m²), distância em relação à lagoa (Pequena: de 0 a 10 m; Média: de 30 a 100; Grande: de 150 a 300 m), hidroperíodo (frequência de meses com água), profundidade máxima (cm) e amplitude de variação na riqueza de peixes e macrófitas entre maio de 2010 e fevereiro de 2011. Dados da área das lagoas Garça e Catingosa foram obtidos de Caliman *et al.*, 2010.

Pontos	Siglas	Coordenadas	Sistema	Tipo de ambiente	Área (m ²)	Distância da lagoa	Hidroperíodo (%)	Profundidade (cm)	Peixes	Macrófitas
Garça 1	G1	22°12'44.1"/ 41°29'32.91"	Garça	Lagoa (barra)	21 x 10 ⁴	-	100	> 150	4-8	1-5
Garça 2	G2	22°12'48.6"/ 41°29'27.0"	Garça	Lagoa (lateral)		-	100	> 150	4-8	2-5
Garça 3	G3	22°12'33.9"/ 41°29'22.3"	Garça	Lagoa (fundo)		-	100	> 150	4-8	1-4
Poça 8	P8	22°12'51.4"/ 41°29'53.8"	Garça	Poça	40.13	Média	90	86	0-1	1-2
Poça 9	P9	22°12'50.7"/41°29'53.7"	Garça	Poça	114.5	Média	90	36	0	0-5
Poça 10	P10	22°12'50.7"/ 41°29'52.6"	Garça	Poça	2119	Média	90	65	0-1	0-3
Poça 11	P11	22°12'51.2"/ 41°29'52.5"	Garça	Poça	2433	Média	90	54	0-1	0-2
Poça 12	P12	22°12'05.35"/ 41°29'56.7"	Garça	Poça	615.55	Grande	40	50	0-2	0-3
Poça 13	P13	22°12'27.8"/ 41°29'11.9"	Garça	Poça	89.04	Grande	100	114	0-2	2-4
Piripiri 1	PP1	22°12'20.3"/ 41°27'57.4"	Piripiri	Lagoa (barra)	117 x 10 ⁴	-	100	> 150	2-9	3-8
Piripiri 2	PP2	22°12'02.8"/ 41°28'01.3"	Piripiri	Lagoa (fundo)		-	100	> 150	3-6	3-8
Poça 1	P1	22°12'10.9"/ 41°27'27.1"	Piripiri	Poça	960	Pequena	90	76	0-9	0-6
Poça 2	P2	22°12'00.4"/ 41°27'36.6"	Piripiri	Poça	1660	Média	90	55	0-4	0-4
Poça 3	P3	22°12'02.6"/ 41°27'34.3"	Piripiri	Poça	68.7	Média	100	85	2-4	1-3
Poça 4	P4	22°11'54.3"/ 41°27'51.0"	Piripiri	Poça	66.47	Grande	100	121	1	1-2
Poça 5	P5	22°12'00.1"/ 41°27'57.0"	Piripiri	Poça	145.22	Pequena	90	81	0-6	0-6
Catingosa 1	C1	22°12'51.0"/ 41°29'34.0"	Catingosa	Lagoa (barra)	9 x 10 ⁴	-	100	> 150	2-10	0
Catingosa 2	C2	22°11'03.6"/ 41°23'58.4"	Catingosa	Lagoa (fundo)		-	100	> 150	6-8	0
Poça 15	P15	22°10'52.0"/ 41°23'40.8"	Catingosa	Poça	869.74	Grande	100	39	2-4	1-9
Poça 16	P16	22°11'06.6"/ 41°24'00.3"	Catingosa	Poça	1836.9	Média	90	56	0	0-2
Poça 17	P17	22°11'03.6"/ 41°24'01.8"	Catingosa	Poça	306.18	Pequena	80	35	0-2	0-2
Poça 18	18	22°11'12.3"/ 41°24'01.4"	Catingosa	Poça	2696.5	Média	100	80	4-6	1-3

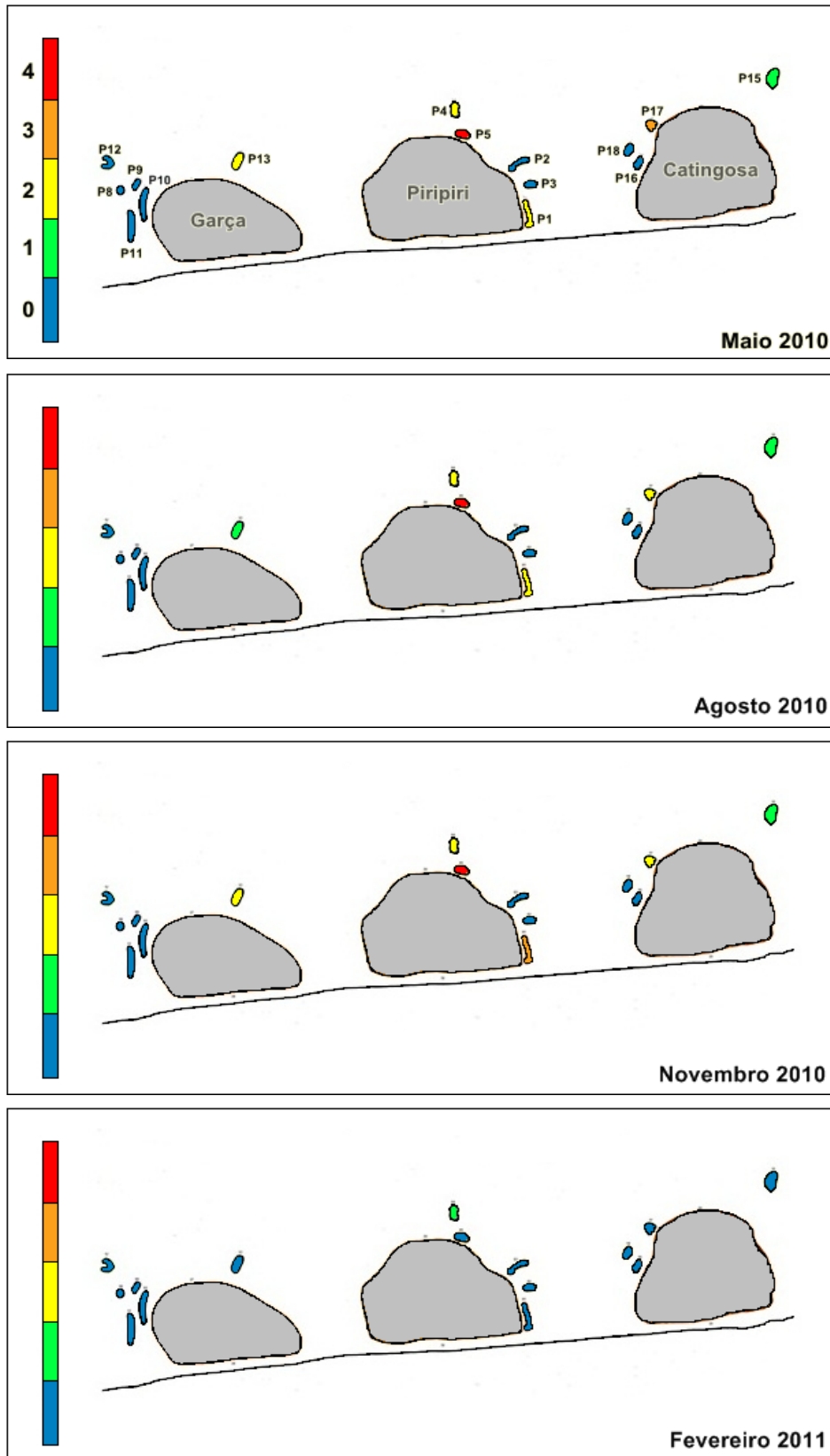


Figura 6. Variação do grau de conectividade das poças em maio, agosto e novembro de 2010 e fevereiro de 2011. Grau 0 (azul) = nenhuma conectividade, poças e lagoa totalmente isoladas; Grau 1 (verde) = baixa conectividade, apenas uma lâmina de água entre poça e lagoa; Grau 2 (amarelo) = média conectividade, um pequeno corredor de água entre poça e lagoa, sem nenhuma correnteza; Grau 3 (laranja) = alta conectividade, um córrego de água entre poça e lagoa, formando uma breve correnteza; Grau 4 (vermelho) = totalmente conectado, poça e lagoa formando um único corpo d água. Ver siglas das poças na tabela 1.

Variáveis ambientais

Nos três sistemas estudados as variáveis ambientais medidas sofreram alterações consideráveis, especialmente no período de seca. Em fevereiro de 2011, das 15 poças amostradas, apenas seis mantiveram-se cheias, com as nove restantes completamente secas. O sistema Catingosa apresentou os maiores valores de salinidade durante todo o período de estudo, alcançando os valores máximos de 23,1 na lagoa (ponto próximo a barra) em fevereiro de 2011, e 55,5 na poça 16 em dezembro de 2010 (Figura 7C). No sistema Garça os valores de salinidade não sofreram grandes oscilações ao longo do estudo de um ano, principalmente entre as poças, mas os maiores valores também foram atingidos em fevereiro de 2011, com a lagoa apresentando máxima de 18,6 no ponto próximo a barra, e 6,9 na poça 11, em dezembro de 2010 (Figura 7B). No sistema Piripiri, as poças apresentaram mais alterações nos valores de salinidade do que a lagoa, com a poça 1 atingindo o maior valor, alcançando 11 de salinidade, contra 7,8 da lagoa (ponto próximo a barra), ambos ocorrendo também em fevereiro de 2011 (Figura 7A). Alguns pontos como a poça 4 (no sistema Piripiri), poças 8, 9 e 13 (no sistema Garça), e poça 15 (no sistema Catingosa), mantiveram os valores constantes ao longo do estudo, com salinidades muito baixas (até 0,2), mesmo no período de seca.

Em relação a temperatura, nos três sistemas, não houve grandes variações ao longo do período de estudo, com exceção de um ligeiro aumento a partir de novembro de 2010, o que é comum nesta época para as regiões subtropicais (começo do verão) (Figura 7). Nos sistemas Catingosa e Piripiri, os maiores valores foram registrados em fevereiro de 2011, enquanto o sistema Garça apresentou maiores temperaturas em dezembro de 2010.

Em todos os sistemas, os valores de oxigênio dissolvido foram relativamente altos e tenderam a aumentar durante o período de estudo, porém uma acentuada queda foi registrada em janeiro de 2011 para praticamente todos os pontos amostrados (Figura

7). Os valores de fósforo total não foram muito diferentes entre os sistemas, porém em cada sistema os pontos amostrados diferiram consideravelmente entre si (Figura 8). Em geral, os pontos amostrados nas lagoas foram os que apresentaram os menores valores e, durante o estudo, todos os pontos amostrados apresentaram uma queda nas concentrações em agosto de 2010. Além disso, nos três sistemas foram registrados picos em função de determinados pontos que apresentaram concentrações altas de fósforo total (Figura 8).

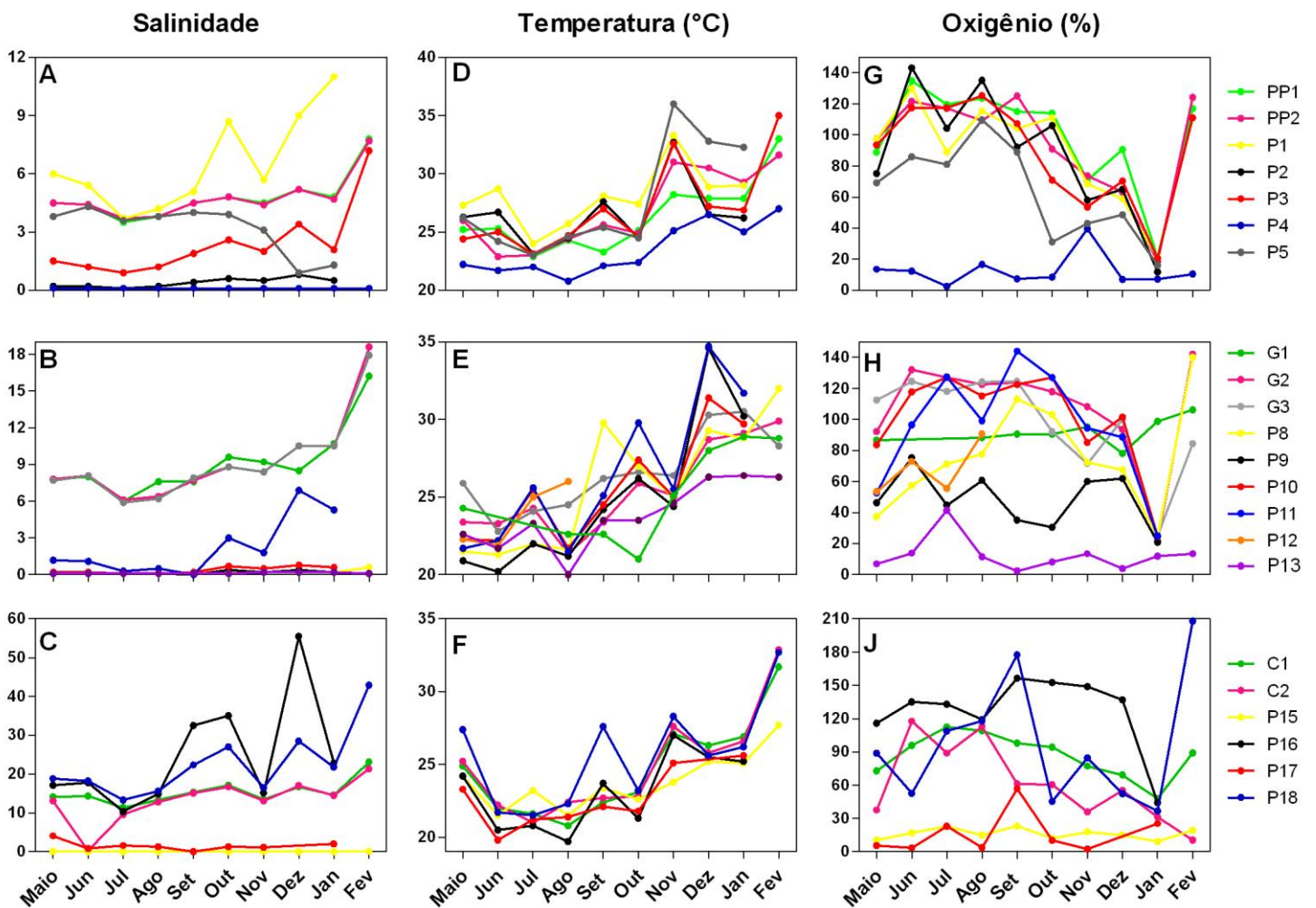


Figura 7. Salinidade, temperatura e saturação de oxigênio nos sistemas Piripiri, Garça e Catingosa, de maio de 2010 a fevereiro de 2011. Siglas se encontram na tabela 1. Pontos em branco significam ausência de água.

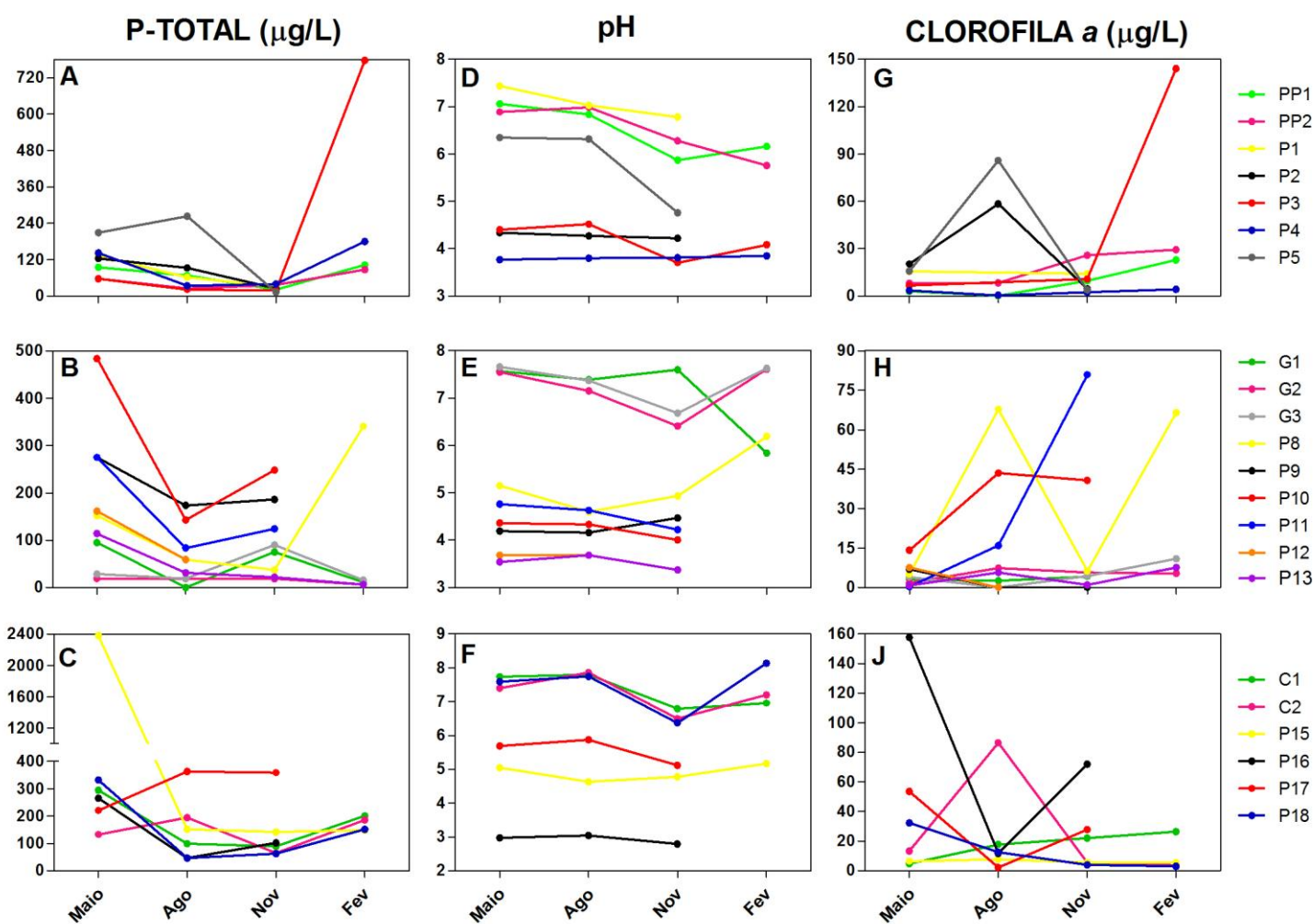


Figura 8. Fósforo total (P-total), pH e clorofila *a* nos três sistemas Piripiri, Garça e Catingosa, de maio de 2010 a fevereiro de 2011. Siglas se encontram na tabela 1. Pontos em branco significam ausência de água.

Os valores de pH, em todos os sistemas, se mostraram praticamente inalterados, com oscilações mais marcantes ocorrendo nas lagoas. Em geral, as poças apresentaram-se mais ácidas do que as lagoas, onde os valores variaram entre 6,0 e 8,0, enquanto nas poças foram encontrados os valores entre 3,0 e 5,0. (Figura 8). Algumas poças apresentaram oscilações consideráveis nos valores de clorofila *a* durante o estudo, como as poças 2, 3 e 5, no sistema Piripiri (Figura 8G), as poças 8, 10 e 11, no sistema Garça (Figura 8H), e a poça 16, no sistema Catingosa (Figura 8J). As outras poças, no entanto, além de não sofrerem variações nas concentrações de clorofila *a*, apresentaram valores muito baixos durante todo o período de estudo. No geral, as poças apresentaram maiores valores de clorofila *a* do que as lagoas em todos os sistemas, com a poça 16

apresentando o maior valor registrado, em maio de 2010 (160 µg/L). Porém, a lagoa Catingosa pareceu ter sido a única das lagoas a sofrer variações mais bruscas, com o ponto ao fundo da lagoa apresentando 86,55 µg/L, o maior valor registrado, em agosto de 2010. (Figura 8J).

Para avaliar a variação ambiental de cada sistema, uma PCA foi realizada. Pelo modelo de *Broken-Stick*, nos sistemas Garça e Catingosa apenas o eixo 1 foi significativo (teste Monte-Carlo $p= 0,001$ e $p= 0,002$, respectivamente), enquanto no sistema Piripiri o eixo 1 e 2 foram significativos ($p= 0,001$ e $p=0,003$). No sistema Garça, as variáveis salinidade, pH e temperatura foram correlacionadas negativamente com o eixo 1, que explicou 53,1% da variação. Clorofila *a* e saturação de oxigênio se mostraram mais correlacionadas negativamente com o eixo 2, que explicou apenas 19,3% da variação encontrada. A concentração de fósforo total pareceu não estar correlacionada com nenhum destes eixos (Tabela 2 e Figura 9A). No sistema Piripiri, as variáveis salinidade, saturação de oxigênio e clorofila *a* se mostraram correlacionadas negativamente com o eixo 1, que explicou 43,6% da variação. O eixo 2 se mostrou correlacionado negativamente com o pH e positivamente com concentração de fósforo total, explicando 28,9% da variação encontrada. A temperatura pareceu não ter correlação com nenhum dos dois eixos (Tabela 2 e Figura 9B). No sistema Catingosa, o eixo 1 apresentou correlações positivas com as variáveis salinidade, temperatura e saturação de oxigênio, explicando 40,8% da variação do ambiente. As variáveis pH e clorofila *a* se mostraram negativa e positivamente correlacionadas ao eixo 2, respectivamente, que explicou 25% da variação. A concentração de fósforo total também não apresentou correlações com qualquer dos eixos apresentados (Tabela 2 e Figura 9C).

Neste estudo, foi possível notar uma separação dos pontos de amostragem em função do tipo de ambiente (poça ou lagoa) em todos os sistemas estudados,

independente do mês de coleta (Figura 9). As variáveis salinidade, pH e temperatura foram as mais determinantes para os pontos amostrados nas lagoas. As poças, por outro lado, se mostraram negativamente correlacionadas, se caracterizando por salinidades mais baixas, pH mais ácido e altas concentrações de clorofila *a*. No entanto, nos sistemas Piripiri e Catingosa, certas poças como poça 1 e 5 (Piripiri) e poça 18 (Catingosa) apresentaram altos valores de salinidade e pH, se mostrando correlacionadas positivamente a estas variáveis, juntamente com os pontos amostrados em suas respectivas lagoas (Figuras 9B e 9C).

Tabela 2: Resultado da PCA dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa, mostrando a variação total explicada por cada eixo. Os valores em negrito demonstram as variáveis mais associadas aos eixos 1 ou 2 (valores acima de 0.4).

VARIÁVEIS	GARÇA		PIRIPIRI		CATINGOSA	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Salinidade	-0.53	0.04	-0.53	-0.27	0.61	0.10
Temperatura	-0.43	0.01	-0.31	0.13	0.40	-0.25
pH	-0.50	0.01	-0.28	-0.62	0.32	-0.50
Oxigênio (%)	-0.39	-0.50	-0.41	-0.30	0.50	0.42
Fósforo total	0.34	-0.24	-0.40	0.50	-0.34	-0.04
Clorofila <i>a</i>	0.10	-0.83	-0.46	0.44	-0.03	0.71
(%) VARIAÇÃO	53.1	19.3	43.6	28.9	40.8	24.9

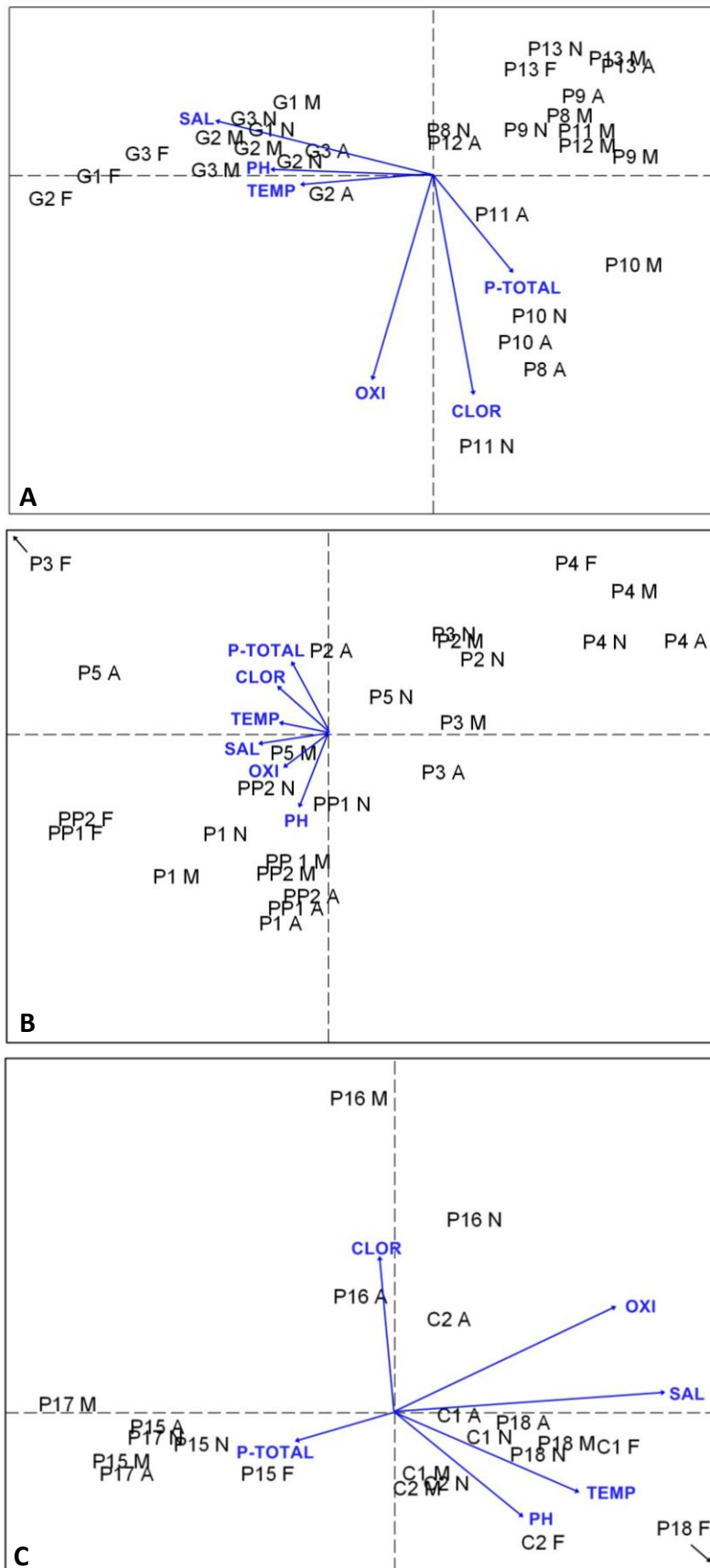


Figura 9. Ordenação gráfica da PCA do sistema Garça (A), Piripiri (B) e Catingosa (C) mostrando os pontos de amostragem e as variáveis ambientais investigadas. Siglas de acordo com a tabela 1. M = Maio de 2010; A = Agosto de 2010; N = Novembro de 2010; F = Fevereiro de 2011. CLOR = Clorofila, OXI = saturação de oxigênio, PH = pH, P-TOTAL = fósforo total, SAL = salinidade, TEMP = temperatura.

Comunidade zooplanctônica ativa

Nos três sistemas estudados foram registradas 155 espécies zooplanctônicas, além de outros organismos zooplanctônicos como Ostracoda, formas larvais de Molusca, Polychaeta, Cirripedia, Copepoda e diversos crustáceos, que não foram considerados neste estudo (Anexo 1). O grupo Rotifera apresentou o maior número de espécies registradas (83), seguido de Cladocera (41) e Copepoda (31). Entre os Rotifera, a família Lecanidae foi a mais representativa, apresentando 38 espécies, enquanto a família Chydoridae, com 25 espécies, foi a mais representativa entre os Cladocera. Entre os Copepoda, a ordem Cyclopoida foi a mais diversificada, apresentando 26 táxons, todos pertencentes à família Cyclopidae (Anexo 1).

Algumas espécies apresentaram 100% de frequência, ou seja, foram registradas em pelo menos um ambiente (poça ou lagoa) de cada sistema em todos os períodos amostrados, destacando-se os rotíferos *Lecane bulla* e *Lecane leontina* (Anexo 1). No sistema Garça, 17 espécies foram 100% frequentes ao longo do estudo, sendo seis do grupo Cladocera e nove do grupo Rotifera. No sistema Piripiri os valores não foram muito diferentes, registrando-se 16 espécies 100% frequentes, com a maioria representando o grupo dos Rotifera, com nove espécies. No sistema Catingosa apenas sete espécies apresentaram uma frequência de 100%, ocorrendo quatro espécies do grupo Cladocera (Anexo 1).

Embora muitas espécies tenham sido bastante frequentes ao longo do período de estudo, algumas mostraram exclusividade quanto ao sistema onde foram registradas. No sistema Garça, 24 espécies registradas apareceram somente neste sistema, sendo a grande maioria de rotíferos (11 espécies) (Anexo 1). Nos sistemas Piripiri e Catingosa foram registradas 20 e 22 espécies exclusivas, respectivamente, com a maioria representando o grupo dos copépodes (10 e 8 espécies, respectivamente) (Anexo 1). O

grupo dos cladóceros se mostrou mais homogêneo entre os três sistemas, havendo poucas espécies exclusivas de cada ambiente.

Em relação aos valores de densidade zooplanctônica nos três sistemas, observou-se variações entre as espécies registradas ao longo do estudo. Todas as espécies obtiveram densidade mínima igual a zero, e a densidade máxima observada em todos os sistemas foi registrada sempre para uma única espécie de rotífero, *Brachionus plicatilis*, que atingiu o valor de $1,65 \times 10^6$ ind.m⁻³ no sistema Garça, $8,65 \times 10^5$ ind.m⁻³ no sistema Piripiri e $3,25 \times 10^5$ ind.m⁻³ no sistema Catingosa (Anexo 1). Um fato que deve-se destacar aqui é que esta espécie alcançou grandes densidades especialmente nos período de seca (fevereiro de 2011). Algumas espécies também apresentaram altas densidades em todos os sistemas ao longo de todo o estudo como *Scapholeberis armata* (Cladocera), *Dicranophorus* sp, *Lecane bulla* e *Lecane scutata* (Rotifera) (Anexo 1).

A riqueza de espécies entre os três sistemas também apresentou algumas diferenças. O sistema Garça apresentou a maior riqueza, com 106 espécies registradas, enquanto o sistema Piripiri apresentou 97 espécies. Já o sistema Catingosa apresentou o menor valor, com 85 espécies (Anexo 1). Algumas poças apresentaram valores consideravelmente altos quando comparadas aos outros pontos de amostragem. No geral, as poças se apresentaram muito mais ricas do que os pontos amostrados nas lagoas, destacando-se as poças 10 e 12 no sistema Garça, com 50 e 51 espécies, respectivamente; a poça 4, no sistema Piripiri, com 60 espécies; e a poça 15, no sistema Catingosa, apresentando no total 58 espécies zooplanctônicas ao longo do período de estudo (Figura 10). Porém deve-se considerar que o esforço amostral no sistema Garça foi maior que nos outros dois sistemas, uma vez que o número de pontos amostrados na região foi maior que na Piripiri e Catingosa.

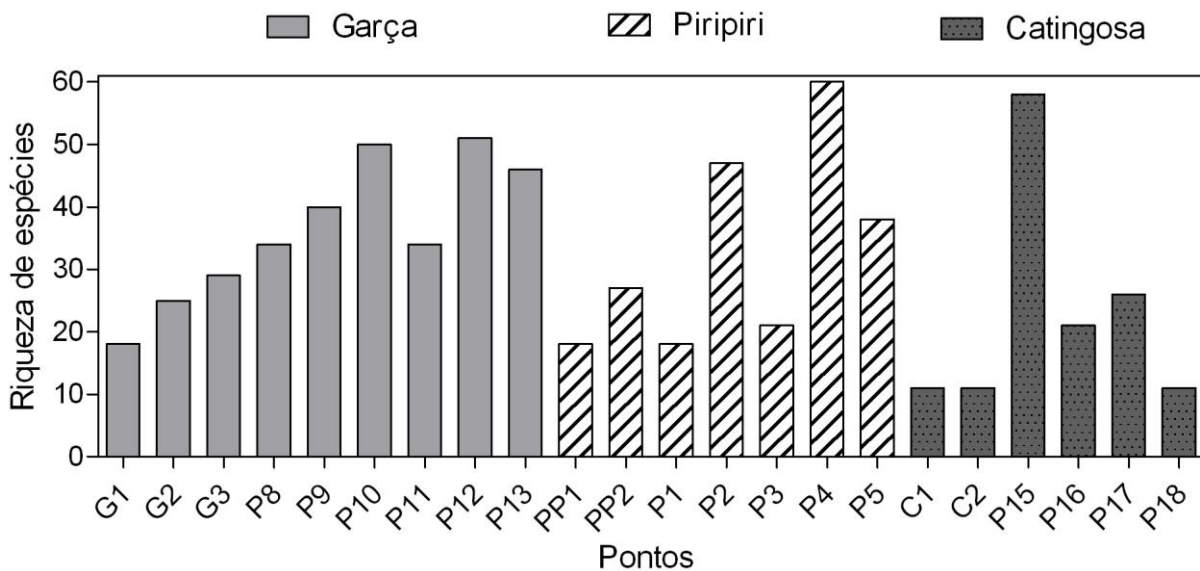


Figura 10. Riqueza total de espécies encontradas nos pontos amostrados nos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa. Ver siglas na tabela 1.

Ainda considerando a riqueza de espécies, as curvas de rarefação mostraram diferenças nas riquezas dos três sistemas entre os períodos de coleta, em função do número de indivíduos contados (Figura 11). A riqueza dos três sistemas tendeu a diminuir na medida em que o período de seca (novembro de 2010 e fevereiro de 2011) foi se aproximando. Em fevereiro de 2011, os três sistemas mostraram riquezas diferentemente significativas entre si, com o sistema Catingosa apresentando uma riqueza significativamente superior aos sistemas Garça e Piripiri. Em novembro de 2010, apenas a Catingosa apresentou uma curva significativamente diferente dos demais sistemas, que não diferiram entre si. Em maio e agosto de 2010, nenhum dos três sistemas apresentaram diferenças estatísticas nos valores de riqueza apresentados (Figura 11).

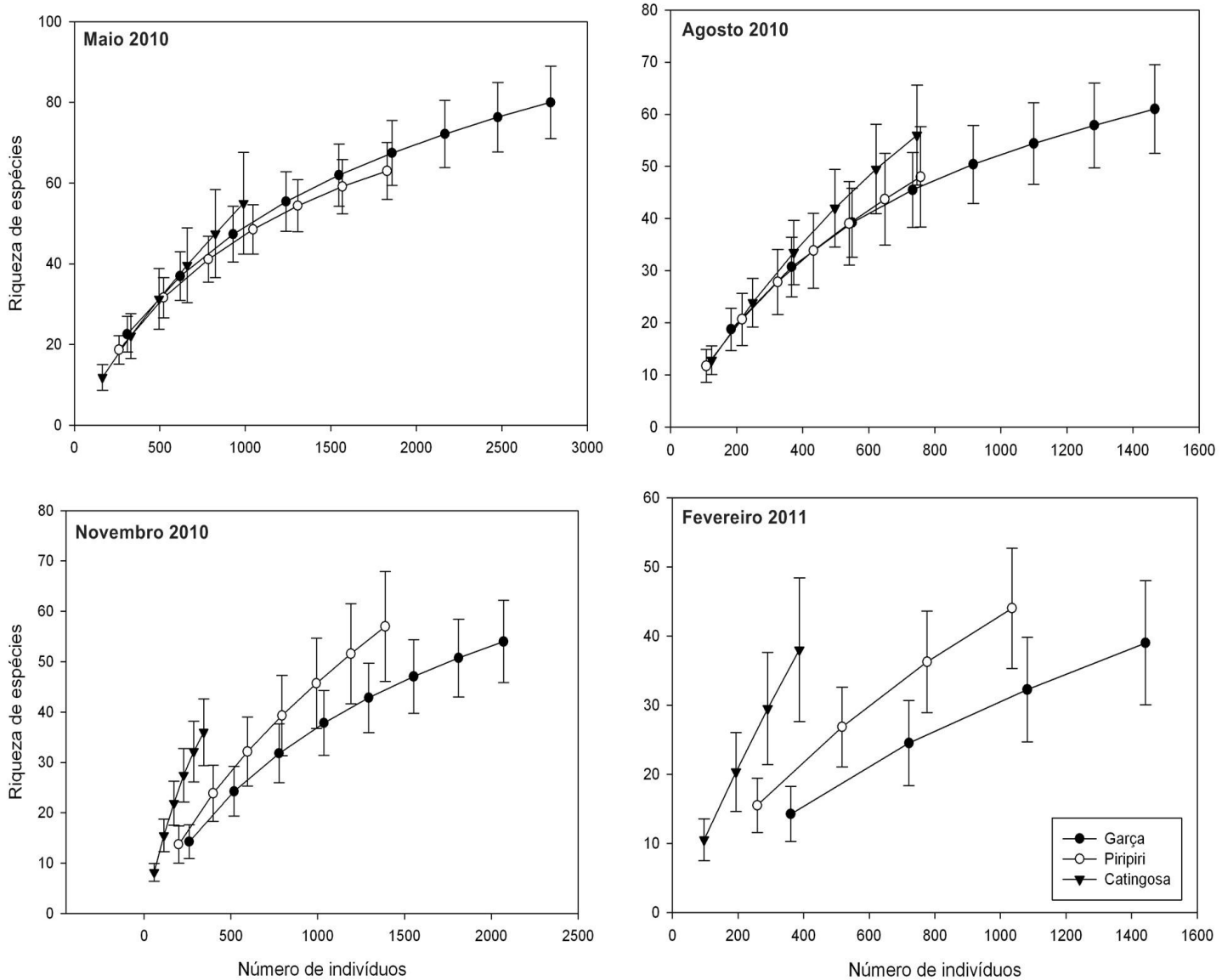


Figura 11. Curvas de acúmulo de espécies zooplantônicas dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa em função do número de indivíduos para cada período amostrado.

Mudanças na estrutura da comunidade ao longo do período de coleta foram analisadas através do cálculo do índice de diversidade beta 2 (Figura 12). Em todos os sistemas, os índices de β_2 dos pontos amostrados nas lagoas foram maiores quando comparados às poças, com exceção da poça 18, no sistema Catingosa, que apresentou índice $\beta_2 = 0,58$, o maior valor dentre os três sistemas estudados. No sistema Garça, o ponto lateral da lagoa apresentou o maior valor de β_2 (0,35), enquanto o menor foi da poça 12 ($\beta_2 = 0,08$). No sistema Piripiri, o ponto próximo a barra apresentou a maior

diversidade β_2 (0,32), enquanto a poça 3 foi o ponto com o menor *turnover* de espécies. Na Catingosa, as poças 15 e 16 foram os pontos com os valores mais baixos, registrando $\beta_2 = 0,18$. Assim, estes resultados parecem mostrar que, qualquer que seja o sistema lagunar, as lagoas parecem sofrer maiores eventos de perda e substituição de espécies do que as poças, ocorrendo um maior *turnover* de espécies nestes pontos (Figura 12).

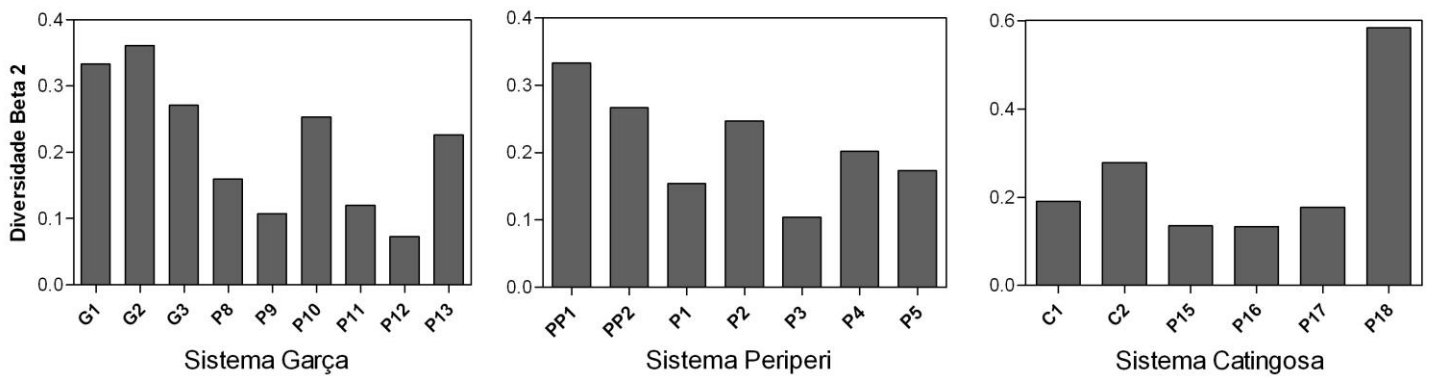


Figura 12. Valores de diversidade beta (β_2) para os pontos amostrados nos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa. Ver siglas na tabela 1.

Quanto à composição da comunidade, a NMS apresentou um forte agrupamento dos pontos em função do tipo de ambiente (poça ou lagoa). Apenas no sistema Garça os pontos amostrados na lagoa se agruparam em função da sazonalidade, formando dois grupos distintos: um grupo formado pelos pontos coletados nos períodos mais chuvosos (maio e agosto de 2010) (Figura 13A, círculo tracejado) e outro grupo formado pelos pontos coletados no período mais seco (novembro de 2010 e fevereiro de 2011) (Figura 13A, círculo contínuo). Ao contrário dos pontos da lagoa, as poças tenderam a formar um grupo único, independente do período amostrado (Figura 13A). Este mesmo padrão também foi observado no sistema Piripiri (Figura 13B). No sistema Catingosa, embora também tenha ocorrido agrupamentos em função do tipo de ambiente, a poça 18 se mostrou mais similar aos pontos da lagoa (Figura 13C), ficando completamente destacada das demais poças.

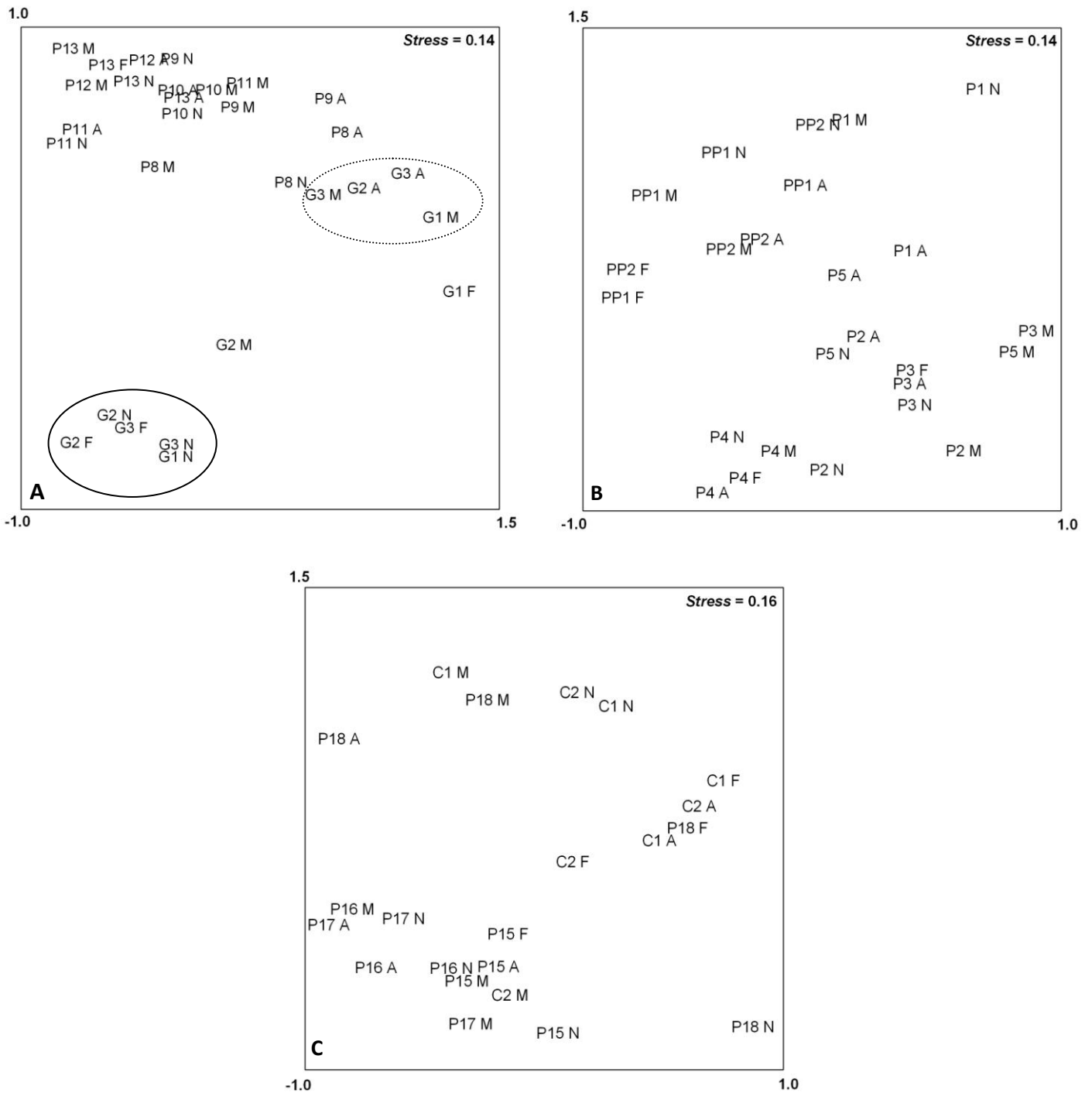


Figura 13. Ordenação gráfica da NMS em relação à composição e abundância das comunidades zooplantônicas dos sistemas Garça (A), Piripiri (B) e Catingosa (C). As letras ao lado das siglas (ver tabela 1) correspondem aos meses de coleta M = Maio de 2010; A = Agosto de 2010 (meses do período chuvoso); N = Novembro de 2010; e F = Fevereiro de 2011 (meses do período de seca). Notar o destaque para os pontos amostrados na lagoa da Garça no período de chuva (círculo tracejado) e seca (círculo contínuo).

A Análise de Redundância Parcial (pRDA) evidenciou que fatores diferentes parecem afetar a composição da comunidade zooplanctônica nos diferentes sistemas. A variável sazonalidade foi um fator significativamente determinante para todos os sistemas, seja para os dados de abundância quanto para os dados de presença e ausência, seguido do pH (Tabela 3). Considerando a abundância das espécies, para o sistema Garça as variáveis salinidade e pH foram as mais determinantes, explicando 2,1 e 4,2 % (ajustados) da variação na composição da comunidade, respectivamente (Tabela 3). No entanto, considerando apenas a presença e ausência das espécies, as variáveis fósforo total, sazonalidade e pH (2,7%, 2,6% e 6,2% , respectivamente) foram os fatores que mais explicaram a variação da comunidade neste sistema (Tabela 4). No sistema Piripiri, tanto para os dados de abundância quanto os de presença e ausência, as variáveis temperatura e sazonalidade foram as únicas estatisticamente significantes, explicando 3,8% e 3,1%, respectivamente, da variação na composição da comunidade zooplanctônica, considerando a abundância (Tabela 3), e cerca de 4,2% e 4,6%, respectivamente, da variação considerando apenas presença e ausência das espécies (Tabela 4). Para o sistema Catingosa, o pH explicou a variação da composição para abundância (4,5% ajustados), seguido da sazonalidade (6,1% ajustados), enquanto o fósforo total explicou para presença e ausência das espécies (8,4% ajustados) (Tabela 4).

Tabela 3: RDA parcial de cada variável ambiental na variação da composição de espécies do zooplâncton (dados de abundância) para os três sistemas, incluindo, os valores de R^2 ajustado e valor de p significativo ($p < 0,05$). Valores significativos encontram-se destacados em negrito.

Variáveis	Garça		Piripiri		Catingosa	
	R^2	p	R^2	p	R^2	p
Salinidade	0,021	0,015	0,020	0,067	0,005	0,367
Temperatura	-0,006	0,782	0,038	0,008	0,021	0,161
pH	0,042	< 0,001	0,016	0,111	0,045	0,041
Saturação oxigênio	0,003	0,351	0,013	0,156	-0,004	0,549
Fósforo total	0,011	0,097	0,013	0,162	0,001	0,448
Clorofila a	0,002	0,390	-0,004	0,596	0,016	0,208
Sazonalidade	0,013	0,067	0,031	0,022	0,061	0,011

Tabela 4: RDA parcial de cada variável ambiental na variação da composição de espécies do zooplâncton (dados de presença e ausência) para os três sistemas, incluindo os valores de R^2 ajustado e valor significativo de p ($p < 0,05$). Valores significativos encontram-se destacados em negrito.

Variáveis	Garça		Piripiri		Catingosa	
	R^2	p	R^2	p	R^2	p
Salinidade	0,015	0,064	0,021	0,067	0,026	0,165
Temperatura	-0,004	0,667	0,042	0,004	0,008	0,309
pH	0,062	0,001	0,006	0,297	0,003	0,330
Saturação oxigênio	0,015	0,053	0,009	0,224	0,003	0,340
Fósforo total	0,027	0,007	0,011	0,195	0,084	0,038
Clorofila a	0,003	0,337	-0,001	0,511	-0,001	0,400
Sazonalidade	0,026	0,007	0,046	0,001	0,002	0,373

Comunidade zooplanctônica dormente

No total, 44 espécies eclodiram do banco de ovos de resistência do sistema Garça (Figura 14). O grupo dos Rotifera foi o mais representativo, com 27 espécies registradas, seguido do grupo dos Cladocera, com 16 espécies. Levando em consideração que apenas os copépodes da classe Calanoida são capazes de produzir ovos de resistência, apenas náuplios da espécie *Diaptomus azureus* foram registrados. Entre os Rotifera, a família Lecanidae foi a mais representativa, apresentando 16 espécies, enquanto a família Chydoridae foi a mais representativa entre os Cladocera, com nove espécies registradas (Figura 14).

Em relação a riqueza de espécies, as poças apresentaram um banco de ovos mais rico quando comparadas à lagoa. A poça 10 apresentou a maior riqueza, com 27 espécies registradas, enquanto a poça 12 apresentou a menor riqueza, com apenas duas espécies (Figura 14). Na lagoa, o ponto ao fundo foi o mais rico, com 14 espécies registradas, enquanto o ponto próximo à barra foi o mais pobre, apresentando apenas quatro espécies (Figura 14).

Embora as poças tenham se apresentado mais ricas do que os pontos amostrados na lagoa, não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre as poças e a lagoa da Garça (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$). Apenas a poça 10 e a poça 12 foram estatisticamente diferentes entre si (Teste de Dunn, $p > 0,05$) (Figura 15). No entanto, as poças e a lagoa se mostraram dissimilares quanto a composição e abundância. De acordo com os resultados da NMS, as poças se mostraram mais similares entre si, formando um grupo único, enquanto os pontos amostrados na lagoa formaram um grupo separado dos demais pontos (Figura 16), com exceção dos pontos amostrados na lateral da lagoa da Garça (G3), ponto este mais próximo das poças associadas a este ambiente.

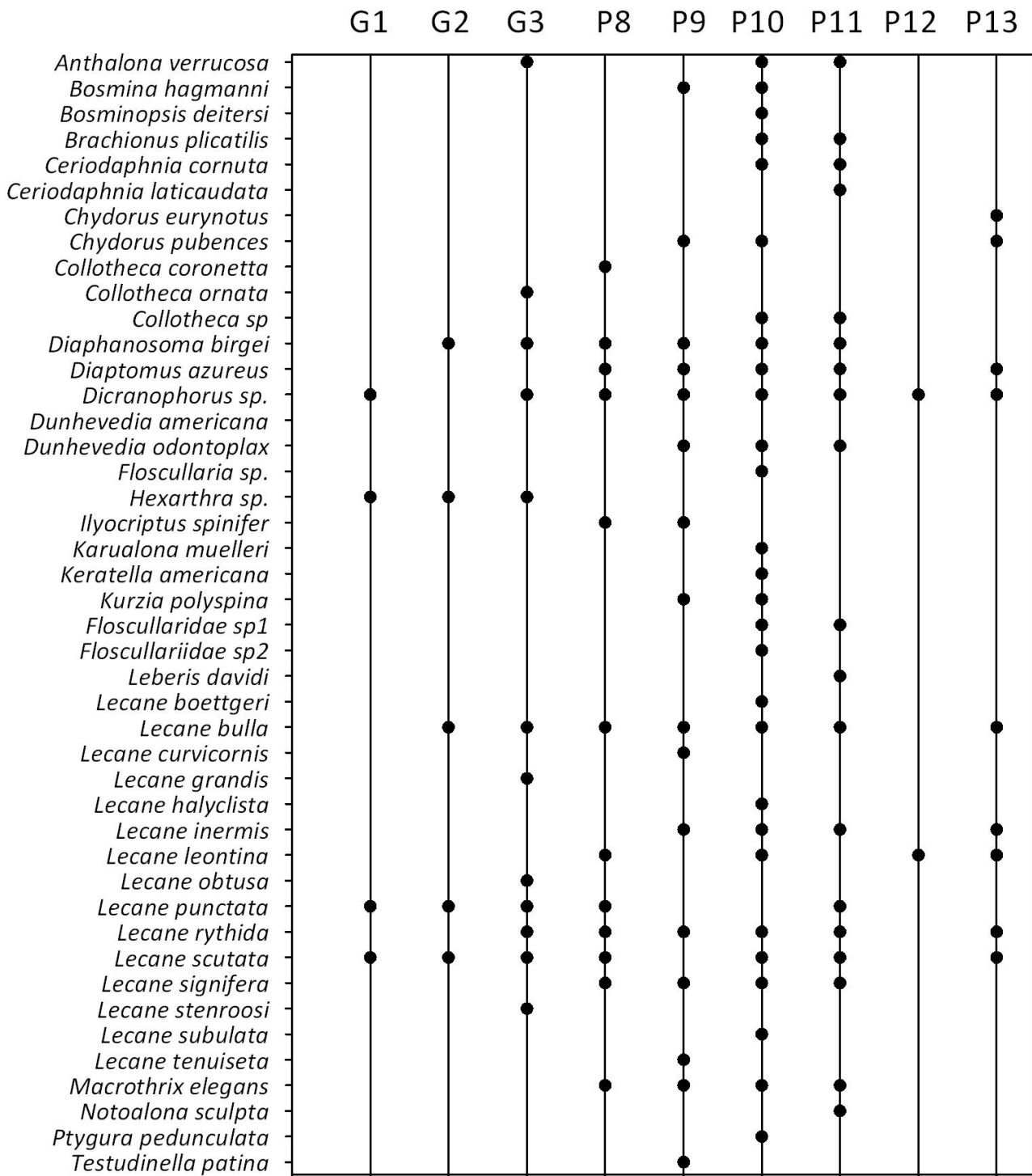


Figura 14. Lista das espécies eclodidas do banco de ovos de resistência do sistema Garça.

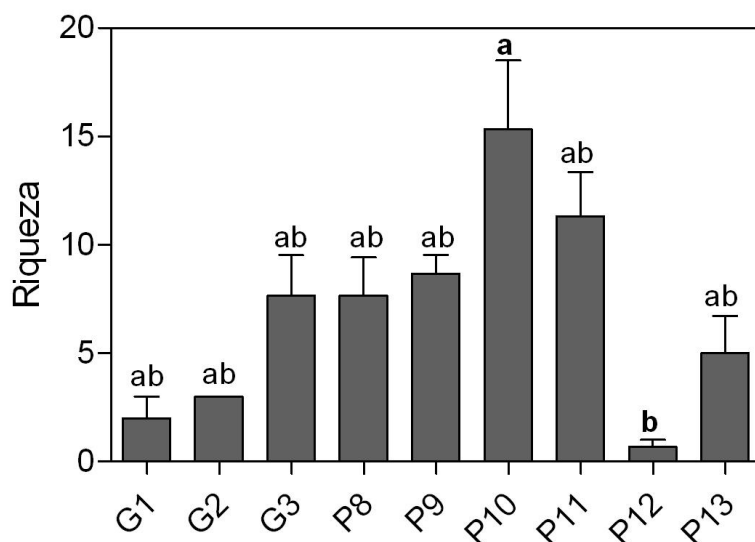


Figura 15. Riqueza média (1±EP), em 400 gramas de sedimento úmido, de organismos emergentes do sedimento do sistema Garça. Letras diferentes acima das barras indicam diferenças estatisticamente significativas ($P < 0,05$; $n = 3$), de acordo com o pós-teste de Dunn.

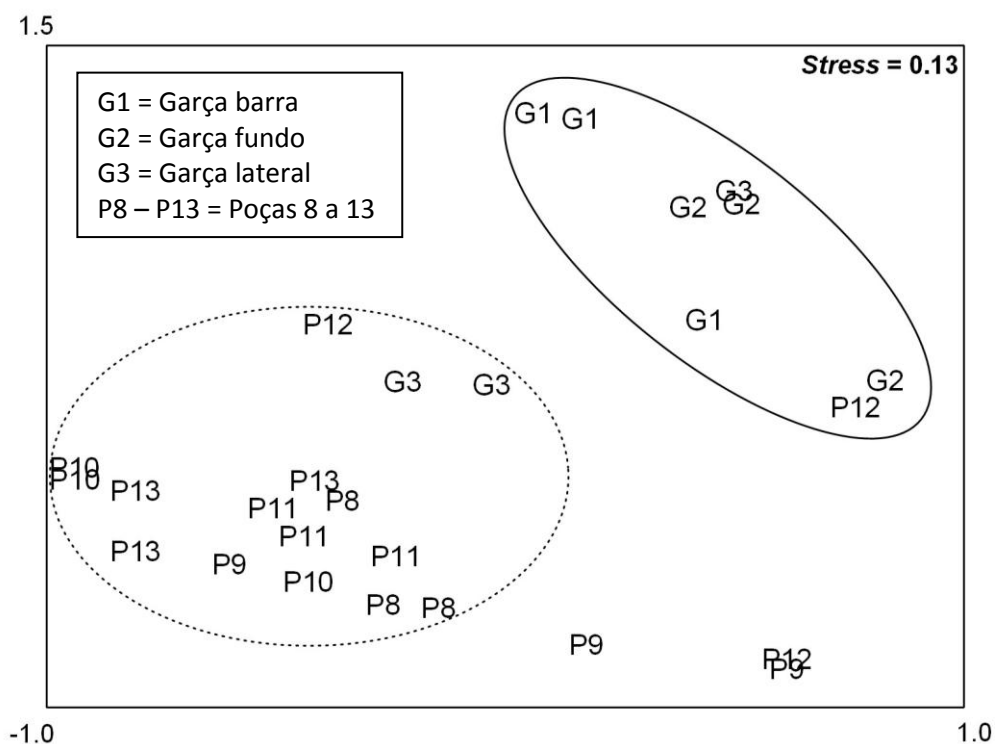


Figura 16. Estrutura do banco de ovos de resistência da comunidade zooplancônica do sistema Garça, em agosto de 2010, derivada de uma Escala Multidimensional não-Métrica (NMS). Para entender as siglas, ver tabela 1. Uma réplica da poça 12 foi removida da análise. Notar a separação em dois grupos distintos, formados pelas poças (círculo tracejado) e pelos pontos da lagoa (círculo contínuo). Siglas iguais representam réplicas de uma mesma poça/ponto da lagoa.

Comparando-se os valores absolutos da riqueza de espécies ativa e dormente do sistema Garça, é possível observar que as poças, no geral, apresentaram um banco de ovos e uma comunidade ativa muito mais rica do que a lagoa (Figura 17). As poças que apresentaram maior riqueza de espécies nas formas ativas tenderam a apresentar uma maior riqueza também nas formas dormentes, com exceção da Poça 12 que, apesar da maior riqueza ativa registrada no sistema Garça, apresentou o banco de ovos de resistência mais pobre do sistema. Contudo, deve-se lembrar que o esforço amostral para a comunidade ativa foi muito maior que para a comunidade dormente, o que pode ter superestimado a riqueza ativa para os pontos amostrados.

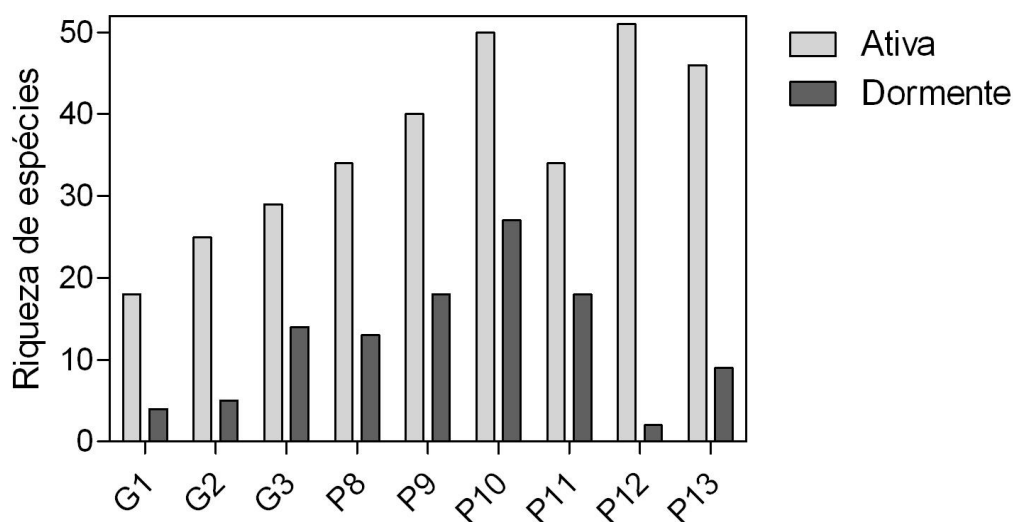


Figura 17. Comparação da riqueza total de espécies ativas e dormentes da lagoa da Garça (G1, G2 e G3) e das poças adjacentes (P8, P9, P10, P11, P12 e P13). Ver siglas na tabela 1.

Considerando agora não somente a riqueza, mas também a identidade das espécies, foi observado que, em média, menos de 20% de todas as espécies encontradas nas poças foram registradas exclusivamente no banco de ovos (Figura 18). A poça 12 foi a única a não apresentar qualquer espécie exclusiva do banco de ovos, uma vez que

apenas duas espécies foram registradas para este ponto (Figura 14). A poça 10 mostrou a maior porcentagem de espécies registradas apenas na comunidade dormente (20%). A lagoa da Garça, considerando os três pontos amostrados juntos (barra, lateral e fundo), não apresentou mais do que 6% da comunidade exclusivamente na forma dormente (Figura 18). O percentual médio de espécies em comum (registradas tanto na comunidade ativa quanto na dormente) para todos os pontos foi de 25%, com a poça 8 e a lagoa da Garça apresentando os maiores valores (30,5% e 28,5%, respectivamente). A poça 12, por sua vez, apresentou o menor valor, não superando 5% (Figura 18).

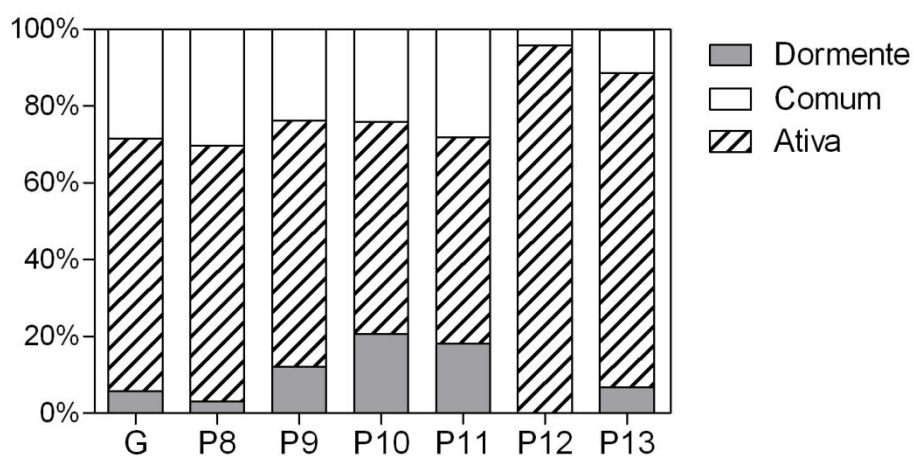


Figura 18. Contribuição relativa do número de espécies encontradas exclusivamente nas formas ativa (na coluna d'água), dormente (no banco de ovos) ou ambas no sistema Garça. A sigla G equivale aos pontos G1, G2 e G3 juntos (Ver estas e outras siglas na tabela 1).

Embora o percentual de espécies em comum não tenha sido muito alto para as poças e para a lagoa (Figura 18), através da NMS é possível notar que as comunidades ativa e dormente não foram dissimilares entre as poças, que formaram um grupo relativamente homogêneo (Figura 19). Ao contrário das poças, as comunidades ativa e dormente da lagoa se mostraram menos similares, assim como a poça 12, onde a comunidade ativa se mostrou mais similar com as demais poças, enquanto a comunidade dormente se destacou completamente do grupo (Figura 19). Entretanto, vale lembrar que a comunidade ativa considerada para a lagoa da Garça engloba não

somente as espécies registradas entre maio de 2010 a fevereiro de 2011, mas também espécies registradas entre fevereiro de 2002 a março de 2008, o que pode ter contribuído para uma maior dissimilaridade entre as comunidades ativa e dormente, neste caso.

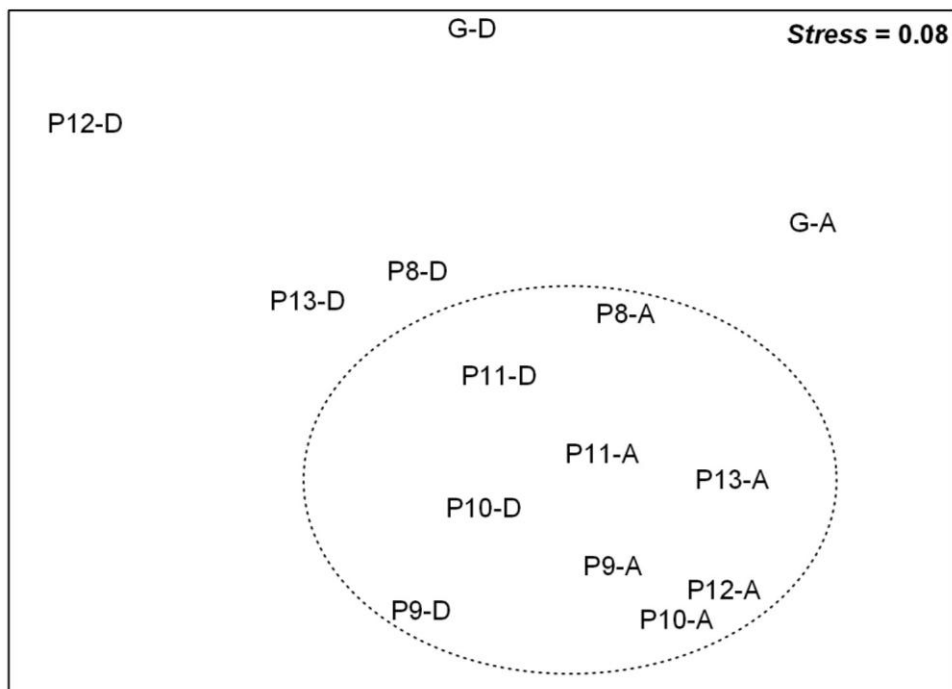


Figura 19. Ordemção gráfica da NMS em relação à presença e ausência de espécies das comunidades zooplancônicas ativa e dormente do sistema Garça. As letras ao lado das siglas (ver tabela 1) correspondem ao tipo de comunidade: A = ativa e D = dormente. O círculo tracejado destaca o grupo mais similar, formado pelas poças ativa e dormente.

Para avaliar a contribuição relativa do banco de ovos da lagoa da Garça e das poças adjacentes à ela na recolonização da lagoa da Garça nos últimos 10 anos, comparações entre a comunidade ativa da lagoa (considerando as espécies registradas a partir de 2002 até 2010) com a comunidade dormente da lagoa e com as comunidades ativa e dormente das poças foram feitas (Figura 20). Tais comparações foram realizadas considerando apenas rotíferos e cladóceros, já que apenas copépodes da Ordem Calanoida são capazes de produzir ovos de resistência. Comparando a comunidade ativa da lagoa da Garça com a comunidade eclodida do banco de ovos de resistência da

mesma, foi possível observar que 16% das espécies registradas na comunidade ativa da lagoa da Garça foi observada no banco de ovos da lagoa (Figura 20). Porém, ao compararmos a comunidade ativa da lagoa com as comunidades ativa e dormente das poças, foi possível notar um padrão diferente, ocorrendo uma maior sobreposição de espécies entre estes dois ambientes. As poças parecem contribuir muito mais para a comunidade da lagoa do que o banco de ovos da lagoa em si, onde 39% das espécies já registradas na lagoa da Garça foram encontradas também na comunidade ativa das poças, sem nenhuma ocorrência no banco de ovos de resistência da lagoa. Estes valores ainda aumentam se considerarmos a comunidade ativa e dormente das poças em conjunto, onde 45% das espécies já registradas na lagoa da Garça aparecem exclusivamente nas poças (Figura 20).

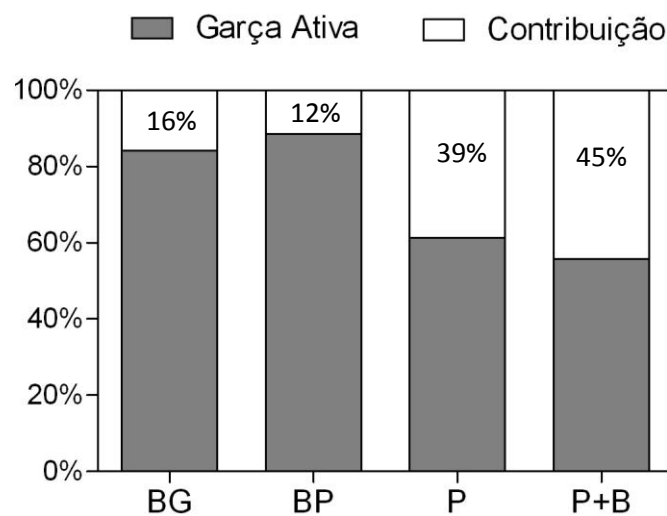


Figura 20. Contribuição relativa do banco de ovos de resistência e da comunidade ativa das poças para a comunidade zooplânctônica da lagoa da Garça, considerando as espécies registradas na lagoa entre 2002-2010. BG = banco de ovos de resistência da lagoa da Garça, BP = banco de ovos das poças do sistema Garça, P = comunidade ativa das poças, P+B = comunidade ativa e dormente das poças.

DISCUSSÃO

Pluviosidade e variáveis ambientais

Mudanças na frequência e intensidade de precipitação são conhecidas por alterar fortemente as características de ambientes aquáticos (Nielsen & Brock, 2009). O presente estudo forneceu algumas evidências de que a diminuição da pluviosidade promoveu um aumento da heterogeneidade ambiental na escala regional, de forma geral. Nos últimos dez anos, o período de mais baixa pluviosidade para a região de Quissamã foi registrado para o ano de 2010, caracterizando o período desse estudo como um ano atipicamente seco. Em função disto, as lagoas e suas respectivas poças mantiveram-se isoladas na maior parte do tempo, havendo poucos eventos de conectividade nos três sistemas estudados.

Em geral, o período entre os meses de novembro a fevereiro é considerado o período chuvoso, como esperado a respeito da sazonalidade observada para esta região. Durante o período de coleta, embora o período mais chuvoso tenha ocorrido entre dezembro de 2010 e fevereiro de 2011, quando comparado aos outros meses do ano, as chuvas se concentraram em poucos dias do mês de dezembro, tornando todo este período o mais seco ao longo do estudo. Assim, janeiro e fevereiro de 2011 foram caracterizados pelo dessecamento de grande parte das poças e pelo aumento de salinidade nos corpos aquáticos remanescentes. Mudanças no balanço hídrico de sistemas aquáticos continentais podem resultar no aumento da salinidade, sendo o caso mais drástico e conhecido no Mar Aral (Mirabdullayev *et al.*, 2004). Na nossa área de estudo, apenas poças distantes das lagoas, mais profundas e alimentadas por um lençol freático superficial permaneceram com água durante este período. As lagoas, devido aos seus maiores volumes hídricos, também permaneceram com água neste intervalo de tempo, contudo, tiveram também suas áreas bastante reduzidas. Possivelmente, a baixa

pluviosidade apresentada a partir do final do ano de 2009, se estendendo até o início de 2011, pode ter levado a uma redução do nível de água do lençol freático, e em consequência, favorecendo uma maior infiltração da água da chuva para as águas subterrâneas mais profundas. Desta forma, uma diminuição da retenção de água na superfície contribuiu para o dessecamento dos ambientes mais rasos e isolados.

Como as interações entre as águas superficiais e subterrâneas são complexas (Torgensen *et al.*, 1986) e variam entre os corpos aquáticos envolvidos, nem todos os ambientes são afetados da mesma maneira. Algumas áreas podem ser mais expostas a longos períodos de seca, enquanto outras são expostas a períodos mais frequentes e curtos de inundação. Tais alterações podem levar ambientes então considerados permanentes a se tornarem temporários, e ambientes temporários podem não reter água por tempo suficiente para sustentar uma comunidade, se perdendo na paisagem ao longo do tempo (Nielsen & Brock, 2009).

Neste estudo, a poça 12, localizada no sistema Garça, apresentou o menor hidroperíodo dentre todas as 15 poças estudadas, mantendo-se cheia apenas no período chuvoso (de maio a agosto de 2010) (Figura 5), como uma consequência das fortes chuvas anteriores. Possivelmente, a drástica mudança nos padrões pluviométricos e o maior isolamento desta poça em função de sua maior distância em relação à lagoa, tornou o dessecamento dela mais intenso, estendendo assim o período de seca deste ambiente quando comparado às demais poças deste sistema. Por outro lado, as poças 4 (sistema Piripiri), 13 (sistema Garça) e 15 (sistema Catingosa), mesmo nos períodos mais secos, mantiveram-se cheias em função do contínuo aporte de água subterrânea, não sendo totalmente dessecadas na ausência de chuvas.

Uma separação entre os ambientes temporários (poças) e permanentes (lagoas) foi observada em função das variáveis ambientais mensuradas. No geral, as poças foram caracterizadas por baixos valores de pH, baixa saturação de oxigênio, altas

concentrações de fósforo total e clorofila *a* e baixa salinidade. As lagoas, por outro lado, apresentaram-se mais neutras, mais oxigenadas, com menores concentrações de fósforo total e clorofila *a*, e mais salinas. Tais diferenças parecem refletir principalmente as diferentes características físicas destes ambientes dentro do ecossistema restinga. As poças, em sua grande maioria, apresentam áreas menores, profundidades reduzidas (menores que um metro), águas mais escuras, maiores distâncias em relação ao mar e recebem aporte de água de lençól freático superficial ou precipitação, características já observadas para diversas outras poças encontradas na região (Macedo-Soares *et al.*, 2010). Estes fatores permitem que estes ambientes apresentem uma menor salinidade, uma vegetação aquática mais densa e revelam uma maior influência do ambiente em seu entorno. As lagoas, comparativamente, apresentam uma área maior, maior profundidade e se localizam mais próximas do mar, dispendo-se paralelamente a este, além de não receberem nenhum tributário (rios ou aporte de lençol freático). Assim, as lagoas sofrem maior influência marinha, apresentando salinidades mais altas, e menor cobertura vegetal. Vários estudos têm demonstrado a importância da morfometria das lagoas e sua posição na paisagem para uma série de variáveis químicas (Kratz, *et al.*, 1997; Kratz & Frost, 2000; Webster, *et al.*, 2000), especialmente para a salinidade e coloração da água (Caliman *et al.*, 2010). Desta forma, uma maior similaridade entre os pontos amostrados em função do tipo de ambiente (lagoa ou poça) foi observado neste estudo.

Dentre as características mais determinantes encontradas para as poças estudadas, o pH e a salinidade parecem ter sido as de maior destaque. O baixo pH registrado para a maioria das poças pode estar associado ao aporte de matéria orgânica que, em geral, é alóctone, sendo parcialmente degradada da vegetação terrestre, chegando nestes ecossistemas por percolação através do solo arenoso pela ação da chuva (Marinho *et al.*, 2010; Suhett *et al.*, 2011). Além disso, uma maior densidade de macrófitas aquáticas leva a um aumento da quantidade de matéria orgânica em função

da mortalidade e decomposição destas macrófitas. Tais fatores, associados com a baixa profundidade e volume d'água destes ambientes, leva a um aumento nas concentrações de carbono, especialmente na forma de ácidos húmicos, que compõem cerca de 95% do carbono orgânico dissolvido de ambientes aquáticos (Steinberg, 2003). Desta forma, o constante aporte de água doce da restinga, seja pelo afloramento freático ou pelas chuvas, além de manter uma baixa salinidade nestes sistemas, permite um maior aporte de ácidos húmicos, tornando-os mais ácidos e escuros.

As altas concentrações de fósforo encontradas nas poças também podem estar associadas à mortalidade e decomposição de macrófitas, principalmente no período de estiagem, que pode aumentar a reciclagem e liberação de nutrientes para a coluna d'água. Além disso, a baixa profundidade permite uma maior interação entre sedimento e coluna d'água, o que contribui para um aumento das concentrações de fósforo encontradas nestes ambientes (Søndergaard *et al.*, 2003). A interação entre compartimentos pelágico e bentônico é maior em ambientes aquáticos rasos porque estes apresentam uma alta relação entre superfície do sedimento e coluna d'água (Schindler & Scheuerell, 2002; Søndergaard *et al.*, 2003). A baixa profundidade encontrada nestes ambientes também pode ter um efeito concentrador nessas variáveis limnológicas.

O aumento na concentração de nutrientes, principalmente fósforo total, pode resultar em um conseqüente aumento nas concentrações de clorofila *a*. De fato, as poças que apresentaram maiores concentrações de fósforo também apresentaram maiores concentrações de clorofila, quando comparadas com as lagoas (Figura 8). Contudo, um resultado inverso pôde ser observado para determinadas poças que, por serem mais profundas, mais escuras e localizadas em uma região de mata comparativamente mais densa, possivelmente não recebem uma elevada luminosidade na coluna d'água (poças 4 e 13). Este fato, provavelmente, afeta negativamente a comunidade fitoplanctônica

destes ambientes, resultando em uma menor concentração de clorofila *a*. Outras, ainda, apresentaram altas densidades de macrófitas na superfície, o que também dificulta a entrada de luz (poça 15).

Embora os ambientes estudados tenham se assemelhado em função do tipo de ambiente (poça ou lagoa), independente do período amostrado, a sazonalidade parece ser um fator importante para as lagoas e poças da restinga de Jurubatiba, já que ambientes rasos, devido a uma alta relação área-volume, são mais afetados por fatores extrínsecos (e.g. estação do ano ou clima) do que aqueles mais profundos (Rettig *et al.*, 2006). No período de estiagem, os ambientes rasos sofrem uma severa diminuição na profundidade, o que provoca importantes mudanças em suas variáveis limnológicas, principalmente na salinidade. A salinidade das lagoas Garça, Piripiri e Catingosa variaram de acordo com o balanço entre a entrada de água através da precipitação, e da saída através da evaporação. Desta forma, os maiores valores de salinidade foram causados pela alta evaporação da água das lagoas, concentrando a quantidade de sais presentes. No sistema Catingosa, as poças 16 e 18 sofreram alterações mais drásticas do que as encontradas na lagoa, pois uma vez que estas poças já se apresentavam mais salinas em relação às demais, o efeito do isolamento e dessecação causados pela diminuição das chuvas, associados com seu menor tamanho e profundidade, concentrou com mais intensidade a quantidade de sais presentes, levando estes ambientes a valores extremos de salinidade. As outras poças, no entanto, por já apresentarem baixos valores de salinidade e algumas, como as poças 4, 13 e 15, por receberem aporte de afloramento freático, mantiveram baixos valores ao longo do estudo, que não se alteraram no período de seca.

Os maiores valores de pH registrados para as lagoas estão diretamente relacionados à alta salinidade destas quando comparadas com as poças. Diversos estudos nas lagoas costeiras da região observaram uma estreita ligação entre a

salinidade e os valores de pH (Suzuki *et al.*, 1998; Enrich-Prast *et al.*, 2004). Esta forte relação fica mais clara ao observarmos a PCA (Figura 9), onde salinidade e pH foram os principais fatores para explicar as variações ambientais apresentadas nestes sistemas.

A comunidade zooplanctônica nestes sistemas

Como visto nos resultados, as poças apresentaram uma riqueza de espécies mais acentuada do que as lagoas (Figura 10, Anexos 2, 3 e 4). Na literatura, a alta riqueza de invertebrados encontrada nestes ambientes pode ser explicada por uma série de peculiaridades as quais estes sistemas estão submetidos, que incluem sua baixa profundidade, a presença de macrófitas, ausência de peixes e, neste estudo, mais especificamente, os baixos valores de salinidade (De Meester *et al.*, 2005; Lopes, 2008). Além disso, no caso de poças temporárias, adaptações específicas são necessárias para lidar com as diversas e extremas condições ambientais locais, incluindo o estresse do tempo para o desenvolvimento e reprodução dos indivíduos, além de mecanismos para superar os períodos de seca. Como resultado, o estabelecimento de uma biota muito específica é muito comum, em função da ocorrência de espécies exclusivas, o que acarreta em uma composição de espécies muito variável entre as diferentes poças.

As poças estudadas nos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa, em sua grande maioria, apresentaram uma cobertura vegetal considerável, o que propicia uma maior heterogeneidade estrutural e um aumento de nichos ecológicos ao ambiente aquático. A presença de macrófitas aquáticas pode, ainda, fornecer uma enorme gama de recursos alimentares e de refúgios contra predadores (Declerck *et al.*, 2005; Søndergaard *et al.*, 2005; Lopes, 2008). A baixa riqueza ou total ausência de peixes, também observada para a maioria das poças neste estudo, é outro fator que contribui para a maior riqueza zooplanctônica em poças (Scheffer *et al.*, 2006). Peixes são bem conhecidos por impactar a estrutura da comunidade zooplanctônica (Cottenie & De Meester, 2004;

Howeth & Leibold, 2010). A ausência de peixes pode estar relacionada ao alto grau de isolamento e à dessecação destes ambientes durante o período de estiagem. Em geral, peixes são escassos em ambientes lênticos rasos, pois correm alto risco de extinção, em função do dessecação e da pequena densidade populacional, assim como menor chance de recolonização, devido à ausência de conexões entre as poças, o que dificulta a dispersão desses organismos (Mittelbach *et al.*, 1995; Hershey *et al.*, 1999; Brendonck *et al.*, 2002). Apenas as poças mais próximas e com alta conectividade hidrológica (poças 1 e 5) ou aquelas mais próximas do mar (poça 18) apresentaram uma riqueza de espécies de peixes relativamente alta, assim como as lagoas (Tabela 1). Concomitantemente, estes mesmos ambientes tenderam a apresentar uma baixa riqueza zooplantônica quando comparados às demais poças amostradas, corroborando o fato de que poças que abriguem uma comunidade ictiológica consistente são correlacionadas negativamente com a riqueza zooplantônica (Nøst & Langeland, 1994; Spiller & Schoener, 1998; Scheffer *et al.*, 2006). Contudo, não podemos considerar a baixa riqueza zooplantônica destes ambientes uma consequência exclusiva da presença de peixes, uma vez que diversas outras características, como a alta salinidade, apresentada por estas poças, também podem influenciar estas comunidades.

Nenhuma diferença na riqueza de espécies em função do número de indivíduos amostrados foi observada entre os três sistemas no período chuvoso (Figura 11). No entanto, a riqueza apresentada no período mais seco, especialmente em fevereiro de 2011, foi diferente entre os sistemas, mostrando que o maior isolamento provocado pela dessecação tornou os ambientes mais heterogêneos. O sistema Catingosa foi o mais rico neste período, e este fato se deve, provavelmente, à alta riqueza apresentada pela poça 15, já que esta poça não sofreu dessecação ao longo do estudo. Além disso, o dessecação de praticamente todas as poças nos sistemas Garça e Piripiri em fevereiro de 2011 pode ter contribuído para uma menor riqueza destes ambientes neste período.

Apesar de a maior riqueza ter sido observada nas poças, a maior diversidade β 2 foi encontrada nas lagoas (Figura 12). As lagoas parecem ter sofrido mudanças mais determinantes em suas características físicas e químicas, que se refletiram em suas características biológicas, alterando a composição de espécies zooplanctônicas ao longo do tempo. Como a conectividade entre as lagoas e as poças foi consideravelmente baixa e pouco freqüente, a homogeneização das comunidades zooplanctônicas não ocorreu, o que também contribuiu para uma maior diversidade entre as comunidades.

Alguns estudos têm demonstrado que períodos mais longos de conectividade e hidroperíodo tendem a diminuir a diversidade beta dentro de uma metacomunidade (Pedruski *et al.*, 2011), assim como hidroperíodos mais curtos e menores conectividades tendem a aumentá-la (Borges & Train, 2009). Neste estudo, inicialmente, as lagoas apresentaram, além das espécies eurihalinas, algumas espécies dulciaquícolas e halotolerantes que, na medida em que o período de seca foi se aproximando, foram substituídas por espécies exclusivamente eurihalinas e marinhas. As poças, por outro lado, tenderam a apresentar uma comunidade relativamente similar ao longo do estudo. Assim, as lagoas apresentam uma maior substituição de espécies, havendo um maior *turnover* temporal.

No sistema Garça este padrão fica mais evidente ao compararmos os pontos amostrados na barra da lagoa, com a menor diversidade beta, e na lateral da lagoa, com a maior diversidade beta. O ponto lateral, por estar mais próximo das poças, possivelmente tem uma maior facilidade de receber espécies oriundas das poças, especialmente por dispersão aérea. No sistema Catingosa, entretanto, esse padrão não foi observado, onde a poça 18 foi o ambiente que sofreu um maior *turnover*. Possivelmente, devido a maior proximidade com o mar, esta poça tenha sofrido uma influência marinha muito maior, como o *spray* marinho, apresentando altos valores de

salinidade no período de seca e sustentando uma comunidade exclusivamente marinha neste período.

Algumas espécies zooplanctônicas destacaram-se ao longo do estudo, especialmente as registradas nos períodos de altas salinidades. Sabe-se que o aumento da salinidade faz com que a riqueza e densidade total diminuam (Schallenberg *et al.*, 2003), em função da baixa tolerância à salinidade e à alta mortalidade das espécies presentes. No entanto, no caso de lagoas salobras com espécies típicas de águas salobras ou marinhas, o aumento da salinidade pode representar um efeito positivo sobre a densidade total de organismos zooplanctônicos ou sobre grupos de espécies (Sei *et al.*, 1996). Desta forma, a predominância de espécies halotolerantes é muito comum, uma vez que a salinidade pode afetar as interações bióticas, eliminando espécies competidoras ou, ainda, a presença de predadores (Hart *et al.*, 1998; Santangelo *et al.*, 2008; Heine-Fuster *et al.*, 2010). Dentre os rotíferos, os gêneros *Brachionus* e *Hexarthra* são os mais tolerantes à salinidade (Green, 1993b; 1994), e foram registrados especialmente nos períodos mais salinos. O rotífero *Brachionus plicatilis*, por exemplo, frequentemente registrado nos períodos mais salinos na lagoa da Garça (Araujo, 2009), novamente evidencia sua capacidade de resistir a altas concentrações de sal (Lubzens *et al.*, 1995), sendo registrado em altas densidades não somente nesta lagoa, mas também na lagoa Piripiri e na poça 18. Algumas espécies de *Lecane* associadas aos períodos mais salinos, como *Lecane grandis* e *Lecane punctata*, são caracterizadas como de águas ligeiramente salinas (Segers, 1995), e também foram registradas neste estudo, principalmente na lagoa da Garça. A presença de copépodes marinhos como *Acartia tonsa* na lagoa Catingosa, além de diversas larvas meroplanctônicas como náuplios de Cirripedia, Polychaeta e Decapoda, também revela a identidade salina deste ambiente que, por se apresentar salobro por quase todo o estudo, teve sua riqueza limitada a somente este grupo de espécies.

Embora as características salinas tenham sido evidenciadas com a presença de espécies eurihalinas para estes ambientes, o contrário também foi observado, especialmente nos períodos chuvosos. A presença de algumas espécies de água doce nas lagoas Garça, Piripiri e, em menor frequência, na Catingosa, revelam o potencial destes ambientes de abrigar espécies dulcícolas nos períodos de menor salinidade. O registro de algumas espécies de rotífero da família Lecanidae (ver Anexos 2, 3 e 4) e, principalmente, de cladóceros da família Chydoridae constatam este fato, já que estes grupos são encontrados principalmente em ambientes de água doce, sendo pouco tolerantes a ambientes salinos (Remane & Schlieper, 1971; Frey, 1993).

Hidroconectividade e comunidade zooplanctônica

Ambientes aquáticos pequenos e rasos são fortemente influenciados por fatores locais (Thomaz *et al.*, 2007), em função de um maior acoplamento bêntico-pelágico e um maior contato com a zona aquático-terrestre (De Meester *et al.*, 2005; Thomaz *et al.*, 2007). Como resultado, as adaptações e a história de vida da biota podem refletir as modificações ambientais temporais determinadas pela conectividade hidrológica sazonal. Neste estudo, evidências de que a sazonalidade afeta a comunidade zooplanctônica dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa em função da conectividade hidrológica não foram claras. Assim como os pontos estudados em cada sistema mostraram uma forte similaridade de acordo com o tipo de ambiente em função das variáveis ambientais medidas, o mesmo padrão pode ser observado para a comunidade zooplanctônica. No geral, as poças de cada sistema se mostraram mais similares entre si do que com sua respectiva lagoa, independente da sazonalidade. Alguns estudos têm evidenciado como os fatores locais estão mais fortemente correlacionados a uma maior dissimilaridade nas comunidades zooplanctônicas do que fatores regionais como isolamento e conectividade, tanto para lagoas (Pinel-Alloul *et al.*, 1995) quanto para

poças conectadas (Cottenie *et al.*, 2003; Vanschoenwinkel *et al.*, 2007). Neste estudo, o atípico período seco observado nestes ambientes não permitiu que uma evidente e prolongada conectividade se estabelecesse entre as lagoas e suas respectivas poças, de modo que as conexões pontuais registradas não tiveram um efeito homogeneizador na comunidade zooplanctônica como um todo. Além disso, possivelmente, o período de amostragem de um ano talvez não tenha sido longo o suficiente para evidenciar os efeitos de possíveis conexões entre os ambientes, que muitas vezes podem se apresentar apenas em longo prazo.

No entanto, no sistema Garça, uma pequena diferença entre as amostragens realizadas nos períodos de seca e chuva foi observada para os pontos amostrados na lagoa, evidenciando uma relação entre a sazonalidade e a comunidade zooplanctônica. De fato, a sazonalidade parece mostrar, de forma indireta, que os efeitos causados pelo aumento de salinidade e diminuição do hidropérido se tornam mais importantes à medida que o período de seca se aproxima, pois podem influenciar na estrutura da comunidade local e na riqueza de espécies (Waterkeyn *et al.*, 2008).

Durante o período de estudo, algumas poças dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa mantiveram conexão hidrológica com as lagoas, especialmente no período chuvoso. As poças 1 e 5, no sistema Piripiri, que se apresentaram conectadas com a lagoa, em algum grau, por quase todo o período de estudo, tenderam a apresentar uma composição de espécies mais parecida com a apresentada pela lagoa, assim como características ambientais. Poças conectadas com a lagoa, mesmo que temporariamente, funcionam muitas vezes como uma extensão das lagoas, o que pode explicar a maior similaridade entre estes ambientes. Desta forma, é possível que a conectividade hidrológica tenha sido um fator determinante para a composição de espécies destes sistemas.

O aparecimento de espécies de água doce nas lagoas, durante o período de chuva, que foram registradas em maior abundância nas poças, também sugere uma conexão entre estes ambientes. Mesmo que os efeitos da hidroconectividade não tenham sido fortemente constatados neste estudo, onde as comunidades das lagoas e poças não se mostraram mais similares nos períodos mais chuvosos, outras estratégias e formas de dispersão podem ter sido determinantes para que estas espécies tenham alcançado as lagoas nestes períodos, seja pela dispersão de organismos ativos ou dormentes através do vento, animais e das chuvas ou, ainda, pela eclosão de organismos dormentes. De fato, sistemas que se submetem a freqüentes períodos de seca, resultam em clássicas metapopulações, com extinções locais seguidas por recolonizações de um *pool* regional ou por eclosões de organismos oriundos de um banco de ovos de resistência (Cáceres & Tessier, 2003; Medley & Havel, 2007). Desta forma, estes resultados parecem sugerir não haver limitação por dispersão, ocorrendo a existência de uma metacomunidade nos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa.

Além disso, ao considerarmos as variáveis ambientais na variação da composição de espécies zooplanctônicas destes ambientes, foi observado que a sazonalidade foi um fator determinante em todos os sistemas estudados, seguido da salinidade e pH. Contudo, as variações explicadas pela sazonalidade devem refletir os possíveis efeitos de outras variáveis que não foram consideradas neste estudo, mas que, de alguma forma, estiveram correlacionadas intrinsecamente com o tempo de amostragem. No sistema Piripiri, por exemplo, evidências de correlação entre a sazonalidade e temperatura foram observadas, uma vez que nos períodos mais secos os ambientes apresentaram temperaturas mais elevadas. Desta forma, é possível que a variação na composição de espécies explicada pela temperatura, como mostrado na RDA, tanto para a abundância de espécies quanto presença e ausência, seja apenas um efeito indireto das variações ocasionadas pelo período de seca.

Nos sistemas Garça e Catingosa, os dados de abundância foram explicados por um conjunto semelhante de variáveis (salinidade e pH), que diferiram um pouco das obtidas para os dados de presença e ausência (fósforo total, oxigênio e pH). Análises sobre dados de abundância podem ser mais sensíveis às respostas da comunidade aos gradientes ambientais porque eles enfatizam mudanças relativas ao sucesso das espécies, que são diferentes ao longo do gradiente ambiental (Declerck *et al.*, 2011). Desta forma, os dados de abundância revelam um padrão parecido para estes dois sistemas, pois quando considerado a capacidade de estabelecimento das espécies, a salinidade e o pH atuam mais fortemente como um filtro ambiental do que as demais variáveis. Por outro lado, análises sobre presença e ausência de espécies podem ser mais eficientes em revelar padrões de distribuição, pois eles tendem a ser menos confundidos pelos padrões de abundância de espécies dominantes (Declerck *et al.*, 2011). Assim, as variações explicadas para os dados de presença e ausência parecem evidenciar os efeitos de um maior número de variáveis ambientais, pois uma vez que os sistemas parecem não ter limitação por dispersão, inicialmente, as espécies dulcícolas podem alcançar os ambientes mais salobros nos períodos mais chuvosos, e os efeitos de estabelecimento e manutenção das espécies, como altas densidades das espécies eurihalinas nos períodos de seca, ficam mascarados pelos efeitos secundários de outras variáveis ambientais. De qualquer forma, seja pelos dados de abundância ou apenas presença e ausência, estes resultados comprovadamente mostram a importância dos fatores locais na estruturação das comunidades zooplanctônicas dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa.

O banco de ovos de resistência e o papel das poças adjacentes

Analisando a composição da comunidade zooplanctônica dormente do sistema Garça pode-se observar a presença de um banco de ovos ativo, mesmo existindo algum grau de diferença na composição e riqueza de espécies entre as poças e lagoa. Como

observado para a comunidade ativa deste sistema, as poças também apresentaram uma riqueza maior quando comparadas com a lagoa. Geralmente, o banco de ovos de resistência apresenta um maior número de espécies que aquele encontrado na comunidade ativa (Duggan *et al.*, 2002; Vandekerkhove *et al.*, 2005b; Mergeay *et al.*, 2006). No entanto, neste estudo, a comunidade zooplanctônica ativa apresentou um maior número de espécies que a dormente, e este fato pode estar associado a um maior esforço amostral ou, ainda, à alguma variabilidade nas condições de indução, sobrevivência ou eclosão dos ovos em laboratório.

A existência de um banco de ovos ativo indica a existência de fatores indutores da diapausa nos ambientes estudados, que podem ser específicos para cada espécie e podem se repetir diversas vezes ao longo do tempo. Alterações na temperatura, fotoperíodo, qualidade da água e na disponibilidade de alimento, além de altas densidades populacionais (Gilbert, 2003b; Gyllstrom & Hansson, 2004) são fatores geralmente conhecidos como indutores da diapausa no zooplâncton. Para o sistema Garça, no entanto, é pouco provável que temperatura e fotoperíodo sejam os mais importantes, já que nas regiões tropicais estes dois fatores não se alteram drasticamente como ocorre nas regiões temperadas. Possivelmente, considerando a sazonalidade das regiões tropicais, as drásticas reduções no nível d'água no período de seca, levando ao dessecação da maioria dos ambientes, é um dos principais fatores. Para muitas espécies, freqüentes ciclos de cheia e seca são considerados oportunidades para eclosão e produção de ovos de resistência, especialmente para as espécies com um ciclo de vida muito curto (Waterkeyn *et al.*, 2011). De fato, ovos de resistência são comumente encontrados em ambientes temporários e representam uma importante forma de restabelecimento das populações (Brock *et al.*, 2003). Neste estudo, cerca de 25% das espécies registradas na comunidade dormente das poças também foram registradas na comunidade ativa, mostrando que parte das espécies presentes na coluna d'água

efetivamente podem emergir do banco de ovos de resistência ou contribuir para sua formação.

Um outro fator muito evidente em ambientes costeiros, que pode ser de extrema importância na indução de dormência em organismos zooplanctônicos, é a salinidade. Durante a seca, as poças e, principalmente, as lagoas costeiras, sofrem uma maior variação de salinidade, e o banco de ovos pode ter um importante papel, uma vez que poucas espécies de água doce são tolerantes a altas salinidades na forma ativa (Bailey *et al.* 2004). No entanto, apesar da importância que a comunidade dormente possa ter para a recolonização de sistemas salinos, o papel do banco de ovos de resistência não foi tão evidente na lagoa da Garça. Como já observado em um estudo anterior, o banco de ovos desta lagoa se mostrou relativamente pobre em espécies (Araujo, 2009), contemplando menos de 20% de todas as espécies já registradas na lagoa desde 2002. Bancos de ovos relativamente pobres em espécies parecem ser comuns nos sistemas aquáticos continentais brasileiros (Crispim & Watanabe 2000, 2001; Maia-Barbosa *et al.*, 2003; Pallazo *et al.*, 2008a; Panarelli *et al.*, 2008; Santangelo, 2009). Para a lagoa da Garça, contudo, o resultado encontrado pode ser um reflexo da alta salinidade, afetando a indução da produção e a viabilidade de ovos de resistência, e a densidade de ovos no sedimento (Araujo, 2009).

Normalmente, o banco de ovos de resistência reflete o mesmo padrão encontrado para a comunidade ativa (Santangelo, 2009). De fato, as poças mostraram uma maior similaridade entre as comunidades ativa e dormente, sugerindo uma grande representatividade e contribuição do banco de ovos de resistência para os organismos registrados na coluna d'água destes ambientes. Porém, este padrão não foi observado para a lagoa da Garça, onde a comunidade ativa não se mostrou tão similar com sua comunidade dormente. Em geral, aumentos frequentes e intensos da salinidade podem enfraquecer o papel do banco de ovos no reestabelecimento da comunidade, se os ovos

não resistirem a intervalos de tempo mais longos de exposição ao sal (Santangelo, 2009). Assumindo que a comunidade zooplanctônica da lagoa da Garça produza ovos de resistência regularmente, a razão pela qual o banco de ovos não apresente um papel mais representativo pode ser avaliada pela intensa variação de salinidade pela qual a lagoa da Garça tem se submetido nos últimos dez anos, como visto por Araujo (2009). Desta forma, o não estabelecimento de algumas espécies por tempo suficiente para produzir um banco de ovos ativo ou ainda a morte de indivíduos eclodidos do banco de ovos em função da alta salinidade devem ser considerados como possíveis causas da pouca representatividade do banco de ovos de resistência nesta lagoa.

Um resultado semelhante aos efeitos provocados pelo aumento de salinidade no banco de ovos de resistência da lagoa pode ser observado para a poça 12 em função do hidroperíodo. Embora a comunidade ativa deste ambiente tenha se apresentado como um dos mais ricos do sistema, este padrão não pode ser observado para a comunidade dormente. Tendo em vista que o hidroperíodo desta poça foi efetivamente baixo se comparado com as demais poças desse sistema, possivelmente as constantes secas às quais este ambiente tem se submetido não permite a formação de um banco de ovos de resistência denso e diverso. Em muitos casos, constantes e frequentes distúrbios no hidroperíodo de um sistema pode levar ao esgotamento do banco de ovos em função da eclosão “abortiva” de muitas espécies que necessitam de mais tempo para produzir uma quantidade suficiente de ovos para repor o banco dormente (Waterkeyn *et al.*, 2011). A alta riqueza encontrada nesta poça provavelmente se deve ou a dispersão (pelo vento ou animais), seja de formas dormentes ou ativas, ou a um aporte de água da restinga, que também alimenta as demais poças da região, funcionando como um grande dispersor de espécies no sistema. No entanto, o estabelecimento das espécies é algo que deve ser considerado, seja em função do caráter temporário do ambiente em questão ou das constantes mudanças na salinidade, já evidenciado para a região estudada.

Em ambientes onde ocorrem distúrbios que causem o aumento de salinidade do sistema, a dispersão de organismos de ambientes próximos ou de estágios dormentes acumulados no ambiente são um dos principais mecanismos que permitem o restabelecimento de comunidades zooplantônicas (Santangelo, 2009). Uma consequência da formação e acúmulo de estágios dormentes no zooplâncton é o estoque de diversidade de espécies para a comunidade, que é uma característica importante para a manutenção das populações em ambientes variáveis temporalmente (Hairston, 1996). Neste estudo, a contribuição das poças adjacentes à lagoa da Garça parece ter sido consistente, uma vez que em torno de 45% de todas as espécies registradas na lagoa foram encontradas nas poças, seja na comunidade dormente ou ativa. Embora a hidroconectividade não tenha sido fortemente evidenciada, estes resultados sugerem que conexões mais frequentes entre as poças e a lagoa possam ter ocorrido ao longo dos últimos anos, permitindo uma maior interação entre estes ambientes, que se refletiram na comunidade ativa da lagoa da Garça. Provavelmente, a distância entre os ambientes aquáticos parece não ser suficiente para criar barreiras de dispersão, mesmo sabendo-se que organismos zooplantônicos apresentam dispersão passiva. Tanto em ambientes conectados quanto entre aqueles isolados, tem se sugerido que muitas espécies zooplantônicas dispersam igualmente bem (Beisner *et al.*, 2006), e que a dispersão de ovos de resistência de invertebrados aquáticos através do vento é bem mais frequente do que se acredita (Vanschoenwinkel *et al.*, 2008). Desta forma, a possível ligação entre as comunidades presentes nas poças e lagoa através da dispersão podem contribuir para uma rápida recolonização destes ambientes, além de influenciar na estruturação das comunidades.

Discussão geral

O papel da conectividade hidrológica como um canal para a biota e materiais entre os diferentes sistemas tem sido evidenciado em diversos estudos, e sua intensidade e duração podem afetar fortemente as características químicas, físicas e biológicas dos ambientes aquáticos conectados. Neste estudo, em função do atípico período de seca observado na área de estudo no período de 2010-2011, os eventos de conectividade presenciados foram escassos e não foram suficientes para promover uma homogeneização das características ambientais e das comunidades zooplancônicas das lagoas e suas respectivas poças. Contudo, a presença de diversas espécies características de água doce nas lagoas, registradas principalmente nas poças adjacentes, parece sugerir a ocorrência de dispersão entre estes ambientes, evidenciando a presença de uma metacomunidade.

Dentro de uma metacomunidade, o aumento da dispersão resulta em uma homogeneização da composição de espécies. Quando a dispersão é zero, a diversidade local é mínima, enquanto a diversidade regional e entre as comunidades tende a ser máxima (Mouquet & Loreau, 2003). Nos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa os menores valores de diversidade beta para as poças puderam demonstrar que a dispersão provavelmente não é limitada entre estes ambientes, onde as comunidades presentes nas poças tenderam a ser similares entre si ao longo do estudo. Entretanto, os poucos eventos de conectividade entre poças e lagoas provavelmente contribuíram para uma menor dispersão de organismos entre estes ambientes, o que pode ter refletido em uma diversidade beta maior para as lagoas. Pedruski e colaboradores (2011) constataram que a conectividade hidrológica teve uma forte tendência a diminuir a diversidade beta da comunidade zooplancônica em um experimento realizado em mesocosmos. Desta forma, mesmo que a conectividade hidrológica não tenha sido fortemente evidenciada aqui, tal fato parece demonstrar a importância de corpos aquáticos doces associados a

lagoas costeiras para a manutenção da diversidade desses ambientes, especialmente quando estas apresentam freqüentes alterações de salinidade e não possuem um banco de ovos de resistência efetivamente rico e ativo.

É importante destacar que, embora a hidroconectividade seja um mecanismo de extrema importância para a dispersão de organismos zooplanctônicos, o estabelecimento das espécies depende exclusivamente de suas características intrínsecas que as tornem capazes de enfrentar as diferentes condições impostas pelo ambiente. As diferenças marcantes entre os ambientes (poça ou lagoa) registradas neste estudo parecem mostrar a importância dos fatores locais na estruturação das comunidades, especialmente em função da sazonalidade da região. As lagoas Garça, Piripiri e Catingosa revelaram um caráter salino ao longo do estudo, que se refletiu nas comunidades zooplanctônicas presentes. A salinidade é reconhecida como uma força estruturadora das comunidades zooplanctônicas de sistemas aquáticos continentais, existindo normalmente uma relação negativa com a riqueza e diversidade de espécies (Schallemberg *et al.*, 2003). De fato, a baixa riqueza encontrada nas lagoas mostrou que a salinidade pode atuar como um forte filtro ambiental, selecionando as espécies mais tolerantes ao seu aumento nos períodos de seca.

Um resultado parecido pode ser evidenciado considerando os valores de pH que, neste estudo, parecem demonstrar os efeitos indiretos da salinidade na comunidade zooplanctônica. Embora os valores de pH encontrados nas poças (baixos) e lagoas (altos) sejam por motivos diferentes (altas concentrações de ácidos húmicos e alta salinidade, respectivamente), a riqueza de espécies nas poças foi muito maior que as encontradas nas lagoas, ao contrário do que diversos estudos realizados em ambientes ácidos têm demonstrado (Allen *et al.*, 1999; Shurin *et al.*, 2000; Kurbatova, 2005, Lopes, 2008). Desta forma, parece que a baixa salinidade apresentada pelas poças foi

mais determinante na estruturação da comunidade, sobrepujando os efeitos causados pelo baixo pH.

Embora o banco de ovos de resistência seja reconhecido como uma das principais formas de dispersão e reestabelecimento de organismos zooplanctônicos em ambientes aquáticos, o papel do banco de ovos não ficou muito claro na lagoa da Garça. O baixo número de eclosões observado na lagoa (Figura 14) mostrou que este, provavelmente, tem um papel limitado no estabelecimento das espécies zooplanctônicas. Até mesmo nas poças, onde a riqueza de espécies foi maior quando comparada com a lagoa, a comunidade dormente contribuiu com menos de 20% das espécies presentes na comunidade ativa das poças. Porém, o registro de diversas espécies características de água doce ao longo dos últimos dez anos na lagoa da Garça, especialmente nos períodos de baixa salinidade (Araújo, 2009), indicam o efetivo papel das poças adjacentes como fonte de organismos para a lagoa. De fato, considerando as comunidades ativa e dormente das poças, 45% das espécies já registradas na lagoa foram registradas exclusivamente nas poças, enquanto apenas 16% foram encontradas exclusivamente no banco de ovos de resistência da própria lagoa (Figura 20). Resumidamente, quase metade das espécies presentes na Garça parecem depender, de alguma forma, da dispersão de organismos ativos ou dormentes oriundos das poças adjacentes à ela.

A interação entre a estocasticidade ambiental, as estratégias de história de vida das espécies e os efeitos de prioridade (“priority effects”) também podem ter um papel fundamental e significativo na estruturação das comunidades (Jenkins & Buikema, 1998; De Meester *et al.*, 2005; Scheffer *et al.*, 2006; Vanschoenwinkel *et al.*, 2007). A seqüência em que as espécies são adicionadas a um ambiente pode facilitar ou inibir o estabelecimento de outras espécies, afetando assim a composição das comunidades (Connell & Slatyer, 1977; Blaustein & Margalit, 1996; Louette & De Meester 2007).

Embora estes outros fatores não tenham sido contemplados neste estudo, deve-se considerar que a seqüência em que chegam as espécies é geralmente aleatória, principalmente quando os organismos apresentam dispersão passiva (Louette & De Meester 2007). Desta forma, a variação na composição de espécies pode também estar relacionada a fatores estocásticos associados aos efeitos de prioridade e às histórias de vida de cada organismo, que podem ter um grande efeito no aumento da diversidade β e, conseqüentemente, na diversidade regional (Lopes, 2008).

Os resultados aqui obtidos parecem demonstrar então que, embora não tenha ocorrido uma conectividade hidrológica efetiva entre lagoas costeiras e poças adjacentes, esses ambientes são importantes para a manutenção e recolonização de organismos zooplanctônicos em lagoas costeiras sujeitas a variações de salinidade. Sistemas pequenos e temporários como poças geralmente não são considerados em estratégias de conservação, onde maior enfoque tem se destinado a ambientes aquáticos de maior porte e com apelo paisagístico. Além disso, as constantes variações na salinidade aos quais ambientes costeiros estão sujeitos torna cada vez mais frágil a permanência e manutenção do sistema como um todo. Como demonstrado neste estudo, estes ambientes contribuem de forma significativa para a diversidade local e regional, apresentando muitas espécies raras e um banco de ovos de resistência rico. Desta forma, a preservação destes ambientes se faz extremamente importante, principalmente quando incorporado o conceito de metacomunidades, que considera interações entre espécies e efeitos indiretos nas comunidades locais. Contudo, é importante frisar que mais estudos enfocando nos efeitos da hidroconectividade em sistemas costeiros devem ser realizados, com o objetivo de avaliar o real papel da conectividade hidrológica no relaxamento do gradiente ambiental durante os períodos mais chuvosos e, principalmente, na dispersão de organismos zooplanctônicos nestes sistemas.

CONCLUSÕES

- As poças dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa se mostraram mais similares entre si do que com suas respectivas lagoas, independente da sazonalidade. A escassez dos eventos de conectividade contribuiu para uma separação dos pontos amostrados em função do tipo de ambiente.
- Fatores locais como salinidade e pH foram mais determinantes na estruturação das comunidades zooplanctônicas dos sistemas Garça, Piripiri e Catingosa.
- As lagoas apresentaram um maior *turnover* temporal de espécies do que as poças, evidenciando que as poças parecem compartilhar um mesmo *pool* de espécies e, portanto, uma maior dispersão entre os ambientes, demonstrando a ocorrência de uma metacomunidade em cada sistema;
- O banco de ovos de resistência da lagoa da Garça tem um papel reduzido na recolonização do sistema, onde as poças parecem atuar mais efetivamente, contribuindo com quase metade das espécies presentes na comunidade ativa da lagoa da Garça.
- A presença de poças adjacentes a lagoas costeiras parece ser fundamental na recolonização de ambientes costeiros sujeitos a alterações na salinidade. Embora a hidroconectividade não tenha sido fortemente evidenciada, outras formas de dispersão foram determinantes para que os organismos zooplanctônicos alcancem as lagoas costeiras nos períodos de água doce;

Anexo 1. Lista das espécies encontradas nos sistemas Garça, Piri-piri e Catingosa entre maio de 2010 a fevereiro de 2011, com suas respectivas densidades máximas (DM) (ind.m^{-3}) e frequências de ocorrência (F).

	GARÇA		PIRIPIRI		CATINGOSA	
	DM (ind.m^{-3})	F (%)	DM (ind.m^{-3})	F (%)	DM (ind.m^{-3})	F (%)
CLADOCERA						
<i>Alona dentifera</i> Sars, 1901	3200	50	380	25	8000	75
<i>Alona ossiani</i> Sinev, 1998	50	25	0	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	0	0	0	0	3100	100
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901	630	100	3000	100	200	50
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	10	25	0	0	0	0
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896	875	50	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	8600	25	0	0	100	25
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	0	0	0	0	10	25
<i>Chydorus nitidulus</i> Sars, 1901	0	0	0	0	12000	75
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901	1350	75	1714	100	28600	75
<i>Coronatella monacantha</i> Sars, 1901	4600	75	50	75	0	0
<i>Dadaya macrops</i> Daday, 1898	720	75	70	25	100	25
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981	500	75	14	25	0	0
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	12000	25	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	0	0	0	0	1500	25
<i>Disparalona hamata</i> Birge, 1879	0	0	0	0	30	25
<i>Disparalona leptorryncha</i> Smirnov, 1996	5280	75	3000	100	20000	100
<i>Dunhevedia americana</i> Rajapaksa & Fernando, 1987	300	50	14	50	0	0
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901	463	100	125	25	0	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i> Richard, 1894	24650	100	8480	75	28600	75
<i>Ephemeroporus hybridus</i> Daday, 1905	340	75	6720	75	4000	75
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> Bergamin, 1931	140	25	0	0	0	0
<i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm & Thomsen, 1936	220	25	0	0	0	0
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901	620	75	0	0	0	0
<i>Grimaldina brazzai</i> Richard, 1892	0	0	240	75	1900	50
<i>Guernella rafaelis</i> Richard, 1892	0	0	3200	50	0	0
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	2533	75	60	75	1700	75
<i>Karualona muelleri</i> Richard, 1897	40	25	880	25	32000	100
<i>Kurzia polyspina</i> Hudec, 2000	9000	25	3400	100	18200	0
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888	2400	75	4400	75	31600	75
<i>Leberis davidi</i> Richard, 1895	40	25	30	50	0	0
<i>Leydigia ipojucae</i> Brehm, 1938	75	25	0	0	0	0
<i>Leydigiopsis curvirostris</i> Sars, 1901	0	0	0	0	1410	75
<i>Macrothrix elegans</i> Kotov, 2004	10000	100	1920	100	1400	75
<i>Macrothrix laticornis</i> Jurine, 1820	0	0	20	25	0	0
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	480	25	0	0	0	0
<i>Moinodaphnia macleayi</i> King, 1853	620	25	0	0	500	0
<i>Notoalona sculpta</i> Sars, 1901	60	25	100	25	33000	100
<i>Oxyurella ciliata</i> Bergamin, 1939	0		0	0	2200	50

Continuação	GARÇA		PIRIPIRI		CATINGOSA	
	DM (ind.m ⁻³)	F (%)	DM (ind.m ⁻³)	F (%)	DM (ind.m ⁻³)	F (%)
<i>Pseudosida ramosa</i> Daday, 1904	7650	100	767	75	250	50
<i>Scapholeberis armata</i> Herrick & Turner, 1895	78560	100	195000	100	200	50
COPEPODA						
<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849	1180	50	0	0	6050	50
<i>Apocyclops</i> sp.	0	0	0	0	97500	25
Calanoida 1	0	0	0	0	10	25
Calanoida 2	0	0	25	25	0	0
Cyclopoida 1	10	25	0	0	0	0
Cyclopoida 2	0	0	310	25	0	0
Cyclopoida 3	0	0	0	0	830	25
Cyclopoida 4	0	0	10	25	0	0
Cyclopoida 5	0	0	25	25	0	0
Cyclopoida 6	0	0	0	0	10	25
Cyclopoida 7	0	0	0	0	120	25
Cyclopoida 8	220	25	0	0	0	0
Cyclopoida 9	175	25	0	0	0	0
<i>Diaptomus azureus</i> Reid, 1985	22200	100	0	0	100	50
<i>Ectocyclops</i> sp.1	43	25	0	0	1000	50
<i>Ectocyclops</i> sp.2	0	0	0	0	167	25
<i>Ectocyclops</i> sp.3	0	0	120	25	0	0
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiébaud, 1912)	450	100	67	25	400	50
<i>Mesocyclops</i> sp.	0	0	14	25	0	0
<i>Microcyclops ceibaensis</i> Marsh, 1919	0	0	133	50	0	0
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984	4320	75	700	25	9000	50
<i>Microcyclops</i> sp.1	190	25	0	0	0	0
<i>Microcyclops</i> sp.2	0	0	57	50	0	0
<i>Microcyclops</i> sp.3	10	50	5143	75	110	25
<i>Microcyclops</i> sp.4	0	0	2200	50	0	0
<i>Microcyclops</i> sp.5	0	0	0	0	2200	75
<i>Microcyclops</i> sp.6	0	0	0	0	9100	25
<i>Microcyclops</i> sp.7	0	0	0	0	14000	25
<i>Notodiaptomus cearensis</i> Wright, 1936	0	0	13	25	100	25
<i>Paracyclops</i> sp.	0	0	0	0	8000	25
<i>Pseudodiaptomus richardii</i> Dahl, 1894	0	0	10	25	0	0
<i>Tropocyclops</i> sp.	100	25	3000	75	3428	75
ROTIFERA						
<i>Beauchampiella eudactylota</i> Gosse, 1886	20	25	80	50	13200	50
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	25000	25	47667	50	0	0
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	1650000	100	865333	75	325000	50
<i>Cephalodella eurynota</i> Myers, 1934	0	0	0	0	100	25
<i>Cephalodella</i> sp.	10	50	0	0	0	0
<i>Cephalodella tenuiseta</i> Burn, 1890	20	50	0	0	1400	25
<i>Collotheca</i> sp.	200	50	5200	50	0	0

Continuação	GARÇA		PIRIPIRI		CATINGOSA	
	DM (ind.m ⁻³)	F (%)	DM (ind.m ⁻³)	F (%)	DM (ind.m ⁻³)	F (%)
<i>Colurella</i> sp.	20	25	313	75	60000	25
<i>Conotella</i> sp.	50	25	21000	25	0	0
<i>Dicranophorus</i> sp.	24800	75	190000	100	2250	50
<i>Dipleuchlanis propatula</i> Gosse, 1886	120	50	20	25	55000	75
Floscularidae 1	333	25	0	0	0	0
Floscularidae 2	80	25	0	0	0	0
<i>Hexarthra</i> sp.	25000	25	209000	50	0	0
<i>Keratella tropica</i> Apstein, 1907	20	25	0	0	0	0
<i>Lecane aculeata</i> Jakubski, 1912	0	0	13	25	0	0
<i>Lecane arcula</i> Harring, 1914	290	75	25	25	0	0
<i>Lecane boettgeri</i> Koste, 1986	300	75	80	50	0	0
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851	45600	100	72000	100	120000	100
<i>Lecane closterocerca</i> Schmarida, 1859	930	100	100	50	2800	50
<i>Lecane cornuta</i> Müller, 1786	480	50	33	25	0	0
<i>Lecane curvicornis</i> Murray, 1913	0	0	20	25	18200	75
<i>Lecane doryssa</i> Harring, 1914	0	0	28	25	0	0
<i>Lecane eutarsa</i> Harring & Myers, 1926	25	25	20	25	200	25
<i>Lecane furcata</i> Murray, 1913	200	25	0	0	0	0
<i>Lecane grandis</i> Murray, 1913	1470	75	33	75	67	25
<i>Lecane halyclista</i> Harring & Myers, 1926	30	25	0	0	0	0
<i>Lecane hamata</i> Stokes, 1896	560	75	160	25	1500	50
<i>Lecane imbricata</i> Carlin, 1939	0	0	14	25	0	0
<i>Lecane inermis</i> Bryce, 1892	40	50	25	50	28600	75
<i>Lecane leontina</i> Turner, 1892	7650	100	3840	100	10000	100
<i>Lecane ludwigii</i> Eckstein, 1883	14400	100	17000	100	0	0
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg, 1832	24000	75	633	100	0	0
<i>Lecane monostyla</i> Daday, 1897	0	0	0	0	400	50
<i>Lecane obtusa</i> Murray, 1913	900	25	367	75	1600	50
<i>Lecane opias</i> Harring & Myers, 1926	25	25	20	25	1000	25
<i>Lecane papuana</i> Murray, 1913	10	25	0	0	0	0
<i>Lecane pertica</i> Harring & Myers, 1926	30	25	0	0	0	0
<i>Lecane punctata</i> Murray, 1913	360	100	20	50	2200	50
<i>Lecane pyriformis</i> Daday, 1905	0	0	50	25	0	0
<i>Lecane quadridentata</i> Ehrenberg, 1830	980	75	2500	50	0	0
<i>Lecane rythida</i> Harring & Myers, 1926	4000	100	12000	100	11000	75
<i>Lecane scutata</i> Harring & Myers, 1926	13000	100	114000	75	6400	25
<i>Lecane signifera</i> Jennings, 1896	14400	100	29000	100	1250	75
<i>Lecane</i> sp.1	500	75	4000	50	500	50
<i>Lecane</i> sp.2	75	25	0	0	0	0
<i>Lecane</i> sp.3	33	25	0	0	0	0
<i>Lecane</i> sp.4	375	25	67	50	0	0
<i>Lecane spinulifera</i> Edmondson, 1935	130	50	0	0	0	0

Continuação	GARÇA		PIRIPIRI		CATINGOSA	
	DM (ind.m ⁻³)	F (%)	DM (ind.m ⁻³)	F (%)	DM (ind.m ⁻³)	F (%)
<i>Lecane stenroosi</i> Meissner, 1908	90	50	600	75	0	0
<i>Lecane stichaea</i> Haring, 1913	0	0	0	0	10	25
<i>Lecane stichoclysta</i> Segers, 1993	140	25	20	25	0	0
<i>Lepadella donneri</i> Koste, 1972	0	0	0	0	10	25
<i>Lepadella imbricata</i> Haring, 1914	190	25	10000	75	1500	100
<i>Lepadella ovalis</i> Müller, 1786	0	0	0	0	4000	75
<i>Lepadella patella</i> Müller, 1773	640	75	75	75	2100	75
<i>Lepadella</i> sp.	9600	25	40	25	100	25
<i>Macrochaetus kostei</i> José de Paggi, Branco & Kozlowsky-Suzuki, 2000	0	0	25	25	0	0
<i>Macrochaetus</i> sp.	0	0	63	50	0	0
<i>Monommata</i> sp.	190	75	1500	100	1000	75
<i>Mytilina acanthofora</i> Hauer, 1938	0	0	10	25	0	0
<i>Mytilina unguipes</i> Lucks, 1912	0	0	0	0	1000	50
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834	140	75	28	25	800	75
<i>Platyas quadricornis</i> Ehrenberg, 1832	75	25	0	0	200	75
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	1120	25	24000	75	0	0
Rotífero 1	0	0	3500	25	0	0
Rotífero 2	1290	75	412500	75	0	0
Rotífero 3	102700	50	0	0	1760	25
Rotífero 4	11040	25	11500	25	0	0
<i>Squatinella leydigi</i> Zacharias, 1886	1180	50	0	0	0	0
<i>Synchaeta</i> sp.	0	0	38625	25	0	0
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783	65	50	410	100	1800	75
<i>Trichocerca bicristata</i> Gosse, 1887	140	75	60	50	0	0
<i>Trichocerca iernis</i> Gosse, 1887	3600	75	140	100	12000	25
<i>Trichocerca insignis</i> Herrick, 1885	200	50	8250	75	1100	25
<i>Trichocerca longiseta</i> Schrank, 1802	0	0	40	25	0	0
<i>Trichocerca rattus</i> Ehrenberg, 1830	43	50	33	25	900	25
<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski, 1893	30	50	28	25	1400	50
<i>Trichocerca</i> sp.1	19200	25	3500	50	200	25
<i>Trichocerca</i> sp.2	150	25	0	0	0	0

Anexo 2. Lista de espécies registradas no sistema Garça entre maio de 2010 e fevereiro de 2011

	G1	G2	G3	P8	P9	P10	P11	P12	P13
CLADOCERA									
<i>Alona dentifera</i> Sars, 1901				X		X			
<i>Alona ossiani</i> Sinev, 1998						X	X	X	
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895			X						
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896			X					X	X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886							X		
<i>Chydorus pubences</i> Sars, 1901					X		X	X	
<i>Coronatella monacantha</i> Sars, 1901		X			X	X	X	X	X
<i>Dadaya macrops</i> Daday, 1898				X	X				
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981				X	X	X		X	X
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901					X		X		
<i>Disparalona leptorryncha</i> Smirnov, 1996		X	X			X	X	X	X
<i>Dunhevedia americana</i> Rajapaksa & Fernando, 1987					X				X
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901				X	X	X	X	X	X
<i>Ephemeroporus barroisi</i> Richard, 1894			X	X	X	X	X	X	X
<i>Ephemeroporus hybridus</i> Daday, 1905					X	X		X	X
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> Bergamin, 1931					X				
<i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm & Thomsen, 1936					X				
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901			X		X	X	X	X	
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882				X	X	X	X		
<i>Karualona muelleri</i> Richard, 1897)						X		X	
<i>Kurzia polyspina</i> Hudec, 2000					X	X			
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888					X	X	X	X	X
<i>Leberis davidi</i> Richard, 1895		X	X						
<i>Leydigia ipojucae</i> Brehm, 1938						X			
<i>Macrothrix elegans</i> Kotov, 2004				X	X	X	X	X	X
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853						X			
<i>Moinodaphnia macleayi</i> King, 1853				X					
<i>Notoalona sculpta</i> Sars, 1901					X	X			
<i>Pseudosida ramosa</i> Daday, 1904				X	X	X	X	X	X
COPEPODA									
<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849	X	X	X						
Cyclopoida 1		X							
Cyclopoida 8									X
Cyclopoida 9					X				
<i>Diaptomus azureus</i> Reid, 1985		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ectocyclops</i> sp.1						X			
<i>Mesocyclops longisetus</i> Thiébaud, 1912					X	X	X	X	X
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Microcyclops</i> sp.1		X							
<i>Microcyclops</i> sp.3	X								
<i>Tropocyclops</i> sp.									X

<i>continuação</i>	G1	G2	G3	P8	P9	P10	P11	P12	P13
ROTIFERA									
<i>Beauchampiella eudactylota</i> Gosse, 1886				X					
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	X	X							
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	X	X	X	X		X		X	X
<i>Cephalodella</i> sp.		X	X						
<i>Cephalodella tenuiseta</i> Burn, 1890				X		X			
<i>Collotheca</i> sp.				X			X	X	
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831	X								
<i>Colurella</i> sp.	X	X							
<i>Conotella</i> sp.		X	X						
<i>Dicranophorus</i> sp.		X		X	X	X	X	X	
<i>Dipleuchlanis propatula</i> Gosse, 1886					X			X	
Floscularidae 1						X	X		
Floscularidae 2						X		X	
<i>Hexarthra</i> sp.	X	X	X						
<i>Keratella tropica</i> Apstein, 1907	X								
<i>Lecane arcula</i> Haring, 1914								X	X
<i>Lecane boettgeri</i> Koste, 1986					X	X	X	X	
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane closterocerca</i> Schmarda, 1859					X		X		X
<i>Lecane cornuta</i> Müller, 1786									X
<i>Lecane eutarsa</i> Haring & Myers 1926					X	X		X	
<i>Lecane furcata</i> Murray, 1913				X					
<i>Lecane grandis</i> Murray, 1913	X	X	X						X
<i>Lecane halyclista</i> Haring and Myers, 1926			X			X			
<i>Lecane hamata</i> Stokes, 1896						X	X	X	X
<i>Lecane inermis</i> Bryce, 1892								X	X
<i>Lecane leontina</i> Turner, 1892			X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane ludwigii</i> Eckstein, 1883					X			X	X
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg, 1832			X		X	X	X	X	X
<i>Lecane obtusa</i> Murray, 1913			X				X	X	
<i>Lecane opias</i> Haring & Myers, 1926						X		X	
<i>Lecane papuana</i> Murray 1913									X
<i>Lecane pertica</i> Haring and Myers, 1926									X
<i>Lecane punctata</i> Murray 1913	X	X	X	X	X		X		
<i>Lecane quadridentata</i> Ehrenberg, 1830				X	X	X		X	
<i>Lecane rythida</i> Haring & Myers, 1926	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Lecane scutata</i> Haring & Myers, 1926	X	X	X	X			X		X
<i>Lecane signifera</i> Jennings, 1896			X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane</i> sp.1						X	X	X	X
<i>Lecane</i> sp.2								X	
<i>Lecane</i> sp.3				X					
<i>Lecane</i> sp.4								X	

continuação

	G1	G2	G3	P8	P9	P10	P11	P12	P13
<i>Lecane spinulifera</i> Edmondson, 1935	X	X	X						
<i>Lecane stenroosi</i> Meissner, 1908	X		X						X
<i>Lecane stichoclysta</i> Segers, 1993								X	
<i>Lepadella imbricata</i> Haring, 1914									X
<i>Lepadella patella</i> Müller, 1773	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Lepadella</i> sp.								X	
<i>Monommata</i> sp.				X				X	X
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834				X	X				X
<i>Platyas quadricornis</i> Ehrenberg, 1832						X			
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925					X	X		X	
Rotífero 2	X	X	X						
Rotífero 3			X	X					
Rotífero 4								X	
<i>Scapholeberis armata</i> Herrick & Turner, 1895		X	X	X	X	X		X	X
<i>Squatinella leydigi</i> Zacharias, 1886				X		X		X	
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783						X		X	X
<i>Trichocerca bicristata</i> Gosse, 1887								X	X
<i>Trichocerca iernis</i> Gosse, 1887						X	X	X	X
<i>Trichocerca insignis</i> Herrick, 1885				X		X			X
<i>Trichocerca rattus</i> Ehrenberg, 1830				X		X			
<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski, 1893									X
<i>Trichocerca</i> sp.1								X	X
<i>Trichocerca</i> sp.2						X			

Anexo 3. Lista de espécies registradas no sistema Piripiri entre maio de 2010 e fevereiro de 2011

	PP1	PP2	P1	P2	P3	P4	P5
CLADOCERA							
<i>Alona dentifera</i> Sars, 1901				X		X	
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901				X		X	
<i>Coronatella monacantha</i> Sars, 1901				X		X	
<i>Dadaya macrops</i> Daday, 1898						X	
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981						X	
<i>Disparalona leptorryncha</i> Smirnov, 1996				X		X	
<i>Dunhevedia americana</i> Rajapaksa & Fernando, 1987						X	
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901				X		X	
<i>Ephemeroporus barroisi</i> Richard, 1894		X		X	X	X	X
<i>Ephemeroporus hybridus</i> Daday, 1905				X	X	X	X
<i>Grimaldina brazzai</i> Richard, 1892						X	
<i>Guernella rafaelis</i> Richard, 1892						X	
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882			X	X		X	
<i>Karualona muelleri</i> Richard, 1897				X			
<i>Kurzia polyspina</i> Hudec, 2000		X				X	
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888		X			X	X	X
<i>Leberis davidi</i> Richard, 1895	X	X				X	X
<i>Macrothrix elegans</i> Kotov, 2004				X	X	X	X
<i>Macrothrix laticornis</i> Jurine, 1820		X					
<i>Notoalona sculpta</i> Sars, 1901				X			
<i>Pseudosida ramosa</i> Daday, 1904				X			
<i>Scapholeberis armata</i> Herrick and Turner, 1895	X	X		X	X	X	
COPEPODA							
Calanoida 2							X
Cyclopoida 2	X	X		X			
Cyclopoida 4						X	
Cyclopoida 5							X
<i>Ectocyclops</i> sp.3						X	
<i>Mesocyclops longisetus</i> Thiébaud, 1912				X			
<i>Mesocyclops</i> sp.						X	
<i>Microcyclops ceabensis ceibaensis</i> Marsh, 1919				X			X
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984						X	
<i>Microcyclops</i> sp.2						X	
<i>Microcyclops</i> sp.3	X	X	X	X			X
<i>Microcyclops</i> sp.4						X	
<i>Notodiaptomus cearensis</i> Wright, 1936	X						
<i>Pseudodiaptomus richardii</i> Dahl, 1894		X					
<i>Tropocyclops</i> sp.						X	
ROTIFERA							
<i>Beauchampiella eudactylota</i> Gosse, 1886						X	
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894			X				

<i>continuação</i>	PP1	PP2	P1	P2	P3	P4	P5
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	X	X	X	X		X	X
<i>Collotheca</i> sp.				X			X
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831	X	X		X			
<i>Colurella</i> sp.		X	X		X		X
<i>Conotella</i> sp.	X	X	X				
<i>Dicranophorus</i> sp.					X		X
<i>Dipleuchlanis propatula</i> Gosse, 1886				X			
<i>Hexarthra</i> sp.	X	X	X	X			
<i>Lecane aculeata</i> Jakubski, 1912							X
<i>Lecane arcula</i> Harring, 1914							X
<i>Lecane boettgeri</i> Koste, 1986				X		X	
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane closterocerca</i> Schmarada, 1859				X			X
<i>Lecane cornuta</i> Müller, 1786				X			
<i>Lecane curvicornis</i> Murray, 1913						X	
<i>Lecane doryssa</i> Harring, 1914						X	
<i>Lecane eutarsa</i> Harring & Myers 1926						X	
<i>Lecane grandis</i> Murray, 1913	X		X			X	
<i>Lecane hamata</i> Stokes, 1896				X	X		X
<i>Lecane imbricata</i> Carlin, 1939						X	
<i>Lecane inermis</i> Bryce, 1892					X	X	
<i>Lecane leontina</i> Turner, 1892	X	X		X	X	X	X
<i>Lecane ludwigii</i> Eckstein, 1883		X		X		X	X
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg, 1832				X		X	X
<i>Lecane obtusa</i> Murray, 1913				X	X		X
<i>Lecane opias</i> Harring & Myers, 1926				X		X	
<i>Lecane punctata</i> Murray, 1913				X		X	
<i>Lecane pyriformis</i> Daday, 1905							X
<i>Lecane quadridentata</i> Ehrenberg, 1830	X	X		X		X	X
<i>Lecane rythida</i> Harring & Myers, 1926	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane scutata</i> Harring & Myers, 1926			X		X	X	X
<i>Lecane signifera</i> Jennings, 1896	X		X	X	X	X	X
<i>Lecane</i> sp.1						X	X
<i>Lecane</i> sp.4					X		
<i>Lecane stenroosi</i> Meissner, 1908	X	X	X				X
<i>Lecane stichoclysta</i> Segers, 1993						X	
<i>Lepadella imbricata</i> Harring, 1914		X		X		X	X
<i>Lepadella patella</i> Müller, 1773		X	X	X		X	X
<i>Lepadella</i> sp.				X			
<i>Macrochaetus kostei</i> Paggi, Branco & Kozlowsky-Suzuki, 2000							
<i>Macrochaetus</i> sp.		X					X
<i>Monommata</i> sp.		X		X	X	X	X

continuação

	PP1	PP2	P1	P2	P3	P4	P5
<i>Mytilina acanthofores</i> Hauer 1938							
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834						X	
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925			X		X		X
Rotífero 1						X	
Rotífero 2	X	X	X	X			X
Rotífero 4						X	
<i>Synchaeta</i> sp.							X
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783				X		X	
<i>Trichocerca bicristata</i> Gosse, 1887				X		X	
<i>Trichocerca iernis</i> Gosse, 1887				X	X	X	
<i>Trichocerca insignis</i> Herrick, 1885		X	X	X	X		X
<i>Trichocerca longiseta</i> Schrank, 1802						X	
<i>Trichocerca rattus</i> Ehrenberg, 1830				X		X	
<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski, 1893						X	
<i>Trichocerca</i> sp.1						X	

Anexo 4. Lista de espécies registradas no sistema Catingosa entre maio de 2010 e fevereiro de 2011

	C1	C2	P15	P16	P17	P18
CLADOCERA						
<i>Alona dentifera</i> Sars, 1901	X		X			
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910			X			
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901			X			
<i>Ceridaphnia cornuta</i> Sars, 1886			X			
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901		X				
<i>Chydorus nitidulus</i> Sars, 1901			X	X		
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901			X			
<i>Dadaya macrops</i> Daday, 1898			X			
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975					X	
<i>Disparalona hamata</i> Birge, 1879				X		
<i>Disparalona leptorryncha</i> Smirnov, 1996			X	X	X	
<i>Ephemeroporus barroisi</i> Richard, 1894			X			
<i>Ephemeroporus hybridus</i> Daday, 1905			X			
<i>Grimaldina brazzai</i> Richard, 1892			X			
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882			X			
<i>Karualona muelleri</i> Richard, 1897	X	X	X	X		
<i>Kurzia polyspina</i> Hudec, 2000			X			
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888		X		X	X	
<i>Leydigiopsis curvirostris</i> Sars, 1901			X	X		
<i>Macrothrix elegans</i> Kotov, 2004			X			
<i>Moinodaphnia macleayi</i> King, 1853					X	
<i>Notoalona sculpta</i> Sars, 1901	X		X	X	X	
<i>Oxyurella ciliata</i> Bergamin, 1939	X		X			
<i>Pseudosida ramosa</i> Daday, 1904			X		X	
<i>Scapholeberis armata</i> Herrick & Turner, 1895		X			X	X
COPEPODA						
<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849	X	X				
<i>Apocyclops</i> sp.						X
Calanoida 1	X					
Cyclopoida 3			X			X
Cyclopoida 6				X		
Cyclopoida 7	X					
<i>Diaptomus azureus</i> Reid, 1985			X			X
<i>Ectocyclops</i> sp.1			X			X
<i>Ectocyclops</i> sp.2		X				
<i>Mesocyclops longisetus</i> Thiébaud, 1912			X		X	
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984			X			
<i>Microcyclops</i> sp.3						X
<i>Microcyclops</i> sp.5			X	X		
<i>Microcyclops</i> sp.6			X			
<i>Microcyclops</i> sp.7					X	
<i>Notodiaptomus cearensis</i> Wright, 1936		X				

continuação	C1	C2	P15	P16	P17	P18
<i>Paracyclops</i> sp.					X	
<i>Tropocyclops</i> sp.			X			
ROTIFERA						
<i>Beauchampiella eudactylota</i> Gosse, 1886			X		X	
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	X			X		X
<i>Cephalodella eurynota</i> Myers, 1934		X	X			
<i>Cephalodella tenuiseta</i> Burn, 1890					X	
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831						X
<i>Colurella</i> sp.					X	
<i>Dicranophorus</i> sp.			X	X	X	
<i>Dipleuchlanis propatula</i> Gosse, 1886			X	X		
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851		X	X		X	X
<i>Lecane closterocerca</i> Schmarda, 1859			X		X	
<i>Lecane curvicornis</i> Murray, 1913	X		X	X		X
<i>Lecane eutarsa</i> Harring & Myers, 1926			X			
<i>Lecane grandis</i> Murray, 1913		X				
<i>Lecane hamata</i> Stokes, 1896			X		X	
<i>Lecane inermis</i> Bryce, 1892			X		X	
<i>Lecane leontina</i> Turner, 1892	X		X		X	
<i>Lecane monostyla</i> Daday, 1897			X	X		
<i>Lecane obtusa</i> Murray, 1913			X	X		
<i>Lecane opias</i> Harring & Myers, 1926			X			
<i>Lecane punctata</i> Murray, 1913			X		X	
<i>Lecane rythida</i> Harring & Myers, 1926			X	X	X	X
<i>Lecane scutata</i> Harring & Myers 1926				X		
<i>Lecane signifera</i> Jennings, 1896		X		X	X	
<i>Lecane</i> sp.1			X			
<i>Lecane stichea</i> Harring, 1913				X		
<i>Lepadella donneri</i> Koste, 1972				X		
<i>Lepadella imbricata</i> Harring, 1914			X		X	
<i>Lepadella ovalis</i> Müller, 1786			X			
<i>Lepadella patella</i> Müller, 1773			X		X	
<i>Lepadella</i> sp.			X			
<i>Monommata</i> sp.			X		X	
<i>Mytilina unguipes</i> Lucks, 1912			X			
<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg, 1834			X		X	
<i>Platyas quadricornis</i> Ehrenberg, 1832			X			
Rotífero 3				X		
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783			X			
<i>Trichocerca iernis</i> Gosse, 1887	X		X			
<i>Trichocerca insignis</i> Herrick, 1885			X			
<i>Trichocerca rattus</i> Ehrenberg, 1830			X			
<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski, 1893			X			
<i>Trichocerca</i> sp.1			X			

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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. *J. Plankton Res.* 21: 285–297.

ALLEN, A.P., WHITTIER, T.R., LARSEN, D.P., KAUFMANN, P.R., O'CONNOR, R.J., HUGHES, R.M., STEMBERGER, R.S., DIXIT, S.S., BRINKHURST, R.O., HERLIHY, A.T., PAULSEN, S.G. 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 2029–2040.

ALLEN, M. R. 2007. Measuring and modeling dispersal of adult zooplankton. *Oecologia* 153:135–143

ANGELER, D. G., VIEDMA, O., SÁNCHEZ-CARRILLO, S., ALVAREZ-COBELAS, M. 2008. Conservation issues of temporary wetland Branchiopoda (Anostraca, Notostraca: Crustacea) in a semiarid agricultural landscape: What spatial scales are relevant? *Biol. Conserv.* 141: 1224–1234

ARAÚJO, L.R. 2009. Influência da Salinidade na Estrutura e no Banco de Ovos de Resistência da Comunidade Zooplancônica de uma Lagoa Costeira. *Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Zoologia)*, Curso de Ciências Biológicas, UFRJ, Rio de Janeiro.

ARNÉR, M., KOIVISTO, S. 1993. Effects of salinity on metabolism and life history characteristics of *Daphnia magna*. *Hydrobiologia* 259, 69-77.

BAILEY, S. A., DUGGAN, I. C., VAN OVERDIJK, C. D. A., JOHNGEN, T. H., REID, D. F. & MACISAAC, H. J. 2004. Salinity tolerance of diapausing eggs of freshwater zooplankton. *Freshwater Biology*, 49, 286-295

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2006. Ecology: individuals, populations and communities. 4 ed. *Blackwell Science*.

BEISNER B.E., PERES-NETO P.R., LINSTROM E.S., BARNETT A., LONGHI M.L. 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87: 2985-2991.

BERG, A., ORTHEN, B., MATTOS, EA., DUARTE, HM. & LÜTTGE, U., 2004. Expression of crassulacean acid metabolism in *Clusia hilariana* Schlechtendal in different stages of development in the field. *Trees* 18, no. 5: 553-558.

- BILTON, D. T., FREELAND, J. R. & OKAMURA, B. 2001. Dispersal in Freshwater Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 159-181
- BLAUSTEIN, L. & MARGALIT, J. 1996. Priority effects in temporary pools: Nature and outcome of mosquito larva-toad tadpole interactions depend on order of entrance. *Journal of Animal Ecology* 65:77-84.
- BOEUF, G., PAYAN, P. 2001. How should salinity influence fish growth? *Comparative Biochemistry and Physiology C. Toxicology and Pharmacology* 130, 411-423.
- BOHONAK, A.J. & JENKINS, D.G. 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecology Letters*, 6, 783-796
- BORGES, P.A.F. & TRAIN, S. 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69 (2):637-647
- BRANCO, C. W. C. 1998a. Comunidades zooplanctônicas e aspectos limnológicos de três lagoas costeiras da região norte-fluminense (Macaé, RJ). *Tese de Doutorado*. Rio de Janeiro, UFRJ.
- BRAY, J. R. & J. T. CURTIS. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- BRENDONK, L. & B. J. RIDDOCH, 1999. Wind-borne short-range egg dispersal in anostracans (Crustacea: Branchiopoda). *Biol. J. linn. Soc.* 67: 87–95.
- BRENDONCK L., MICHELS E., DE MEESTER L., RIDDOCH B.J. 2002. Temporary pools are not ‘enemy-free’. In *Studies on Large Branchiopod Biology* 4, Maeda-Martinez AM, Timms BV, Rogers DC, Abreu-Grobois FA, Murugan G (eds). *Hydrobiologia* 486: 147–159.
- BROCK M.A., NIELSEN D.L., SHIEL R.J., GREEN J.D. & LANGLEY J.D. 2003. Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. *Freshwater Biology*, 48, 1207-1218
- BROOKS, J. L. & S. I. DODSON, 1965. Predation, body size and composition of the plankton. *Science* 150: 28–35.
- CACERES, C. E. & HAIRSTON, N. G. 1998. Benthic-pelagic coupling in planktonic crustaceans: the role of the benthos. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 52, 163-174
- CÁCERES, C.E. & SOLUK, D.A. 2002. Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia*, 131, 402-408

CACERES C.E. & TESSIER A.J. 2003. How long to rest: The ecology of optimal dormancy and environmental constraint. *Ecology*, 84, 1189-1198

CALIMAN, A., CARNEIRO, L.S., SANTANGELO, J.M., GUARIENTO, R.D., 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. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 1-11.

CARINI, G., HUGHES, J.M & BUNN, S.E. 2006. The role of waterholes as 'refugia' in sustaining genetic diversity and variation of two freshwater species in dryland river systems (Western Queensland, Australia). *Freshwater Biology* 51: 1434–1446.

COHEN, G.M. & SHURIN, J.B. 2003. Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos*, 103: 603-617.

CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanims of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American of naturalist*, 111:1119-1144

COTTENIE, K.; MICHELS, E.; NUYTEN, N. & DE MEESTER, L. 2003. Zooplankton metacommunity structure: Regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84: 991-1000.

COTTENIE, K & DE MEESTER, L., 2004. Metacommunity structure: Synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. *Ecology* 85: 114-119.

CRISPIM M.C. & WATANABE T. 2000. Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude no semi-árido paraibano. *Acta Limnol. Brasil.*, 12, 89-94

CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. 2001. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? *Hydrobiologia*, 442, 101-105

CUCHEROUSSET J., CARPENTIER A., PAILLISSON J.M. 2007. How do fish exploit temporary waters throughout a flooding episode? *Fisheries Management and Ecology* 14: 269-276.

DE MEESTER, L., GÓMEZ, A., OKAMURA, B. & SCHWENK, K. 2002. The Monopolization Hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 23, 121-135

DE MEESTER, L.; DECLERCK, S.; STOKS, R.; LOUETTE, G.; VAN DE MEUTTER, F.; DE BIE, T.; MICHELS, E. & BRENDONCK, L. 2005. Ponds and pools as

model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 715-725.

DECLERCK, S., VANDEKERKHOVE, J., JOHANSSON, L., MUYLAERT, K., CONDE-PORCUNA, J.M., VAN DER GUCHT, K., PEREZ-MARTINEZ C, LAURIDSEN T, SCHWENK K, ZWART G, ROMMENS W, LOPEZ-RAMOS J, JEPPESEN E., VYVERMAN, W., BRENDONCK, L. & DE MEESTER, L. 2005. Multi-group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology* 86:1905-1915.

DECLERCK, S.A.J., CORONEL, J.S., LEGENDRE, P. & BRENDONCK, L. 2011. Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. *Ecography* 34: 296-305.

DEWSON Z.S, JAMES A.B.W, DEATH R.G. 2007. Stream ecosystem functioning under reduced flow conditions. *Ecological Applications* 17: 1797–1808.

DUDGEON, D., ARTHINGTON, A.H., GESSNER, M.O., KAWABATA, Z.I., KNOWLER, D.J., LEVEQUE, C., NAIMAN, R.J., PRIEUR-RICHARD, A.H., SOTO, D., STIASSNY, M.L.J., SULLIVAN & C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182.

DUGGAN, I.C., GREEN, J.D. & SHIEL, R.J. 2002. Rotifer resting egg densities in lakes of different trophic state and their assessment using emergence and egg counts. *Archiv Fur Hydrobiologie* 153, 409-420

DUGGAN, I.C., WHITE, M.A. 2010. Consequences of human-mediated marine intrusions on the zooplankton community of a temperate coastal lagoon. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 44, 17-28.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. *Editora Universa – UCB*. 155p.

ENRICH-PRAST, A., BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A., MEIRELLES, F.P., 2004. Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas. In: C. F. D. Rocha, F. A. Esteves and F. R. Scarano (Eds.), Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação. *Rima Editora*, Rio de Janeiro, 374

ERWIN, K. L. 2009. Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetl. Ecol. Manage.* 17: 71–84

ESTEVES, F.A., CALIMAN, A., SANTANGELO, J.M., GUARIENTO, R.D., FARJALLA, V.F., BOZELLI, R.L. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their

biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology* 68, 631-637.

ESTEVEES, F. A. 1998a. Fundamentos de Limnologia. 2ª edição. Ed. Interciência, 602p.

FARJALLA, V.F., ESTEVES, F.A., FARIA, B.M. 2002. The relationship between DOC and planktonic bacteria in tropical coastal lagoons. *Archiv fur Hydrobiol.* 156: 97-119.

FARJALLA, V. F. et al. 2005. Diel variation of bacterial abundance and productivity in tropical coastal lagoons: the importance of bottom-up factors in a short-time scale. *Acta Limnológica Brasiliensia* 17(4): 373-383.

FORBES, A.E., CHASE, J.M. 2002. The role of habitat connectivity and landscape geometry in experimental zooplankton metacommunities. *Oikos* 96:433–440

FREY, D. G. 1993. The penetration of cladocerans into saline waters. *Hydrobiologia*, 267, 233-248.

GILBERT J.J. 2003b. Specificity of crowding response that induces sexuality in the rotifer *Brachionus*. *Limnology and Oceanography*, 48, 1297-1303

GOLTERMAN, H. L., CLIMO, R. S. & OHNSTAD, M. A. M. 1978. Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters. Em: I. B. P. Handbook no 8. *Blackwell Scientific Publications, Oxfor.* 213p.

GOTELLI, N. J. & COLWELL, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.

GRAY, D. K. & ARNOTT, S. E. 2011. Does dispersal limitation impact the recovery of zooplankton communities damaged by a regional stressor? *Ecological Applications* 21(4): 1241–1256

GREEN, J. 1993b. Zooplankton associations in East-African lakes spanning a wide salinity range. *Hydrobiologia*, 267, 249-256.

GREEN, J. 1994. The temperate-tropical gradient of planktonic Protozoa and Rotifera. *Hydrobiologia* 272, 13-26.

GREEN, A. J. & FIGUEROLA, J. 2005. Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions* 11: 149–156.

GUBIANI, É.A., GOMES, L.C., AGOSTINHO, A.A., OKADA, E.K. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná river: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 191-197.

- GYLLSTROM, M. & HANSSON, L.A. 2004. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences* 66, 274-295
- HAIRSTON, N.G. 1996. Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography* 41, 1087-1092
- HANSEN, A. M. & HAIRSTON, N. G. 1998. Food limitation in a wild cyclopoid copepod population: direct and indirect life history responses. *Oecologia* 115: 320–330.
- HARRISON, S., ROSS, S. J. & LAWTON, J. H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61, 151–158.
- HART, C. M., GONZALEZ, M. R., SIMPSON, E. P. & STUART, H. H. T. 1998. Salinity and fish effects on Salton Sea microecosystems: zooplankton and nekton. *Hydrobiologia* 381, 129-152
- HAVEL, J.E. & SHURIN, J.B. 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnol. and Oceanog.*, 49: 1229-1238.
- HEILER G., HEIN T., SCHIEMER F. 1995. Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. Regulated Rivers. *Research and Management* 11: 351-361.
- HEINE-FUSTER, I., VEGA-RETTET, C., SABAT, P., RAMOS-JILIBERTO, R., 2010. Osmoregulatory and demographic responses to salinity of the exotic cladoceran *Daphnia exilis*. *Journal of Plankton Research* 32: 1405-1411.
- HERSHEY, A.E., GETTEL, G.M., MCDONALD, M.E., MILLER, M.C., MOOERS, H., O'BRIEN, W.J., PASTOR, J., RICHARDS, C. & SCHULDT J.A., 1999, A Geomorphic-Trophic Model for Landscape Control of Arctic Lake Food Webs. *BioScience* 49: 887-897.
- HERZIG, A., 1985. Resting eggs – a significant stage in the life cycle of crustaceans Leptodorakindti and Bythotrepheslongimanus. *Verh.int. Ver. Limnol.* 22: 3088–3098.
- HILLEBRAND, H., BLENCKNER, R. 2002. Regional and local impact on species diversity– from pattern to processes. *Oecologia* 132: 479-491.
- HOLLANDA-CARVALHO, P., SÁNCHEZ-BOTERO, J.I, PELLEGRINI-CARAMASCHI, E., BOZELLI, R.L. 2003. Temporal variation of fish community richness in coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 5: 31-40.

- HOWETH, J.G & LEIBOLD, M.A. 2010. Species dispersal rates alter diversity and ecosystem stability in pond metacommunities. *Ecology* 91(9): 2727–2741
- IPCC. 2007. Climate change and its impacts in the near and long term under different scenarios. In: Pachauri, R.K. & Reisinger, A., eds. Climate change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC, pp. 43–54.
- JACCARD, P. 1901. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 37:547–579.
- JARNAGIN, S. T., SWAN, B. K. & KERFOOT, W. C. 2000. Fish as vectors in the dispersal of *Bythotrephes cederstroemi*: diapausing eggs survive passage through the gut. *Freshwater Biology*, 43, 579-589
- JENKINS, D.G. & BUIKEMA, A.L. 1998. Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs* 68: 421-443.
- JOSÉ DE PAGGI, S.B. & PAGGI, J.C. 2008. Hydrological Connectivity as a Shaping Force in the Zooplankton Community of Two Lakes in the Paraná River Floodplain. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93(6): 659–678
- KJERFVE, B. 1994. Coastal lagoon processes. In: B. Kjerfve (ed.), Coastal lagoon processes. *Elsevier Oceanography Series* 60: 1-8
- KOROVCHINSKY, N. M. 1992. Sididae & Holopedidae (Crustacea: Daphniformes). *SPB Academic Publishing*. 82p.
- KOSTE, W. 1978. Die Radertieremittleuropas begründet von Max Voigt. Gebrüder Borntraeger. Stuttgart.
- KRATZ, T.K., WEBSTER, K.E., BOWSER, C.J., MAGNUSON, J.J. & BENSON, B.J. 1997. The influence of landscape position on lakes in northern Wisconsin. *Freshwater Biology* 37 (1): 209-217.
- KRATZ, T.K. & FROST, T.M., 2000. The ecological organization of lake districts: general introduction. *Freshwater Biology* 43 (3): 297-299.
- KURBATOVA, S.A., 2005. Response of microcosm zooplankton to acidification. *Biology Bulletin* 32: 85-92.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. 1997. Limnoecology: the ecology of lakes and streams. *Oxford University Press*, Oxford

LANGLEY, J.M., SHIEL, R.J., NIELSEN D.L., & GREEN, J.D. 2001. Hatching from the sediment egg-bank, or aerial dispersing? – the use of mesocosms in assessing rotifer biodiversity. *Hydrobiologia* 446/447: 203-211.

LAQUE, T., FARJALLA, V.F., ROSADO, A.S., ESTEVES, F.A., 2010. Spatio temporal variation of bacterial community composition and possible controlling factors in tropical shallow lagoons. *Microbial Ecology* 59: 819-829.

LAURIDSEN, T. L., JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M. & LODGE, D. M. 1997. Horizontal migration of zooplankton: predator-mediated use of macrophyte habitat. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M. and Christoffersen, K. (Eds), The structuring role of submerged macrophytes in lakes, *Springer Verlag*, New York, pp. 233–239.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L., 1998, Numerical Ecology. 2 ed. *Elsevier Science*, Amsterdam.

LEIBOLD, M.A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N., AMARASEKARE, P., CHASE, J.M., HOOPEES, M.F., HOLT, R.D., SHURIN, J.B., LAW, R., TILMAN, D., LOREAU, M., GONZALEZ, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol Lett* 7:601–613

LOPES, P.M. 2008. Efeitos de fatores locais e espaciais na riqueza e composição de comunidades aquáticas e implicações para conservação (Serra dos Carajás, Pará). *Dissertação de Mestrado*. In. PPGE/UFRJ. 70p

LOUETTE, G. & DE MEESTER, L. 2005. High dispersal capacity of cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology* 86: 353-359

LOUETTE, G. & DE MEESTER, L. 2007. Predation and priority effects in experimental zooplankton communities. *Oikos* 116: 419-426.

LUBZENS, E., RANKEVICH, D., KOLODNY, G., GIBSON, O., COHEN, A. & KHAYAT, M. 1995. Physiological adaptations in the survival of rotifers (*Brachionus plicatilis*, O.F. Muller) at low temperatures. *Hydrobiologia* 313/314: 175-183.

MACARTHUR, R.H & WILSON, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. *Princeton University Press*, Princeton, New Jersey.

MACEDO-SOARES, P. H. M., PETRY, A. C., FARJALLA, V. F., CARAMASCHI, E. P. 2010. Hydrological connectivity in coastal inland systems: lessons from a Neotropical fish metacommunity. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 7-18

MAIA-BARBOSA P.M., ESKINAZI-SANT'ANNA E.M., VALADARES C.F. & PESSOA, G.C.D. 2003. The resting eggs of zooplankton from a tropical, eutrophic reservoir (Pampulha Reservoir, south-east Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 8: 269-275

MAKARENKOV, V. & LEGENDRE, P. 2002. Nonlinear redundancy analysis and canonical correspondence analysis based on polynomial regression, *Ecology* 83(4): 1146-1161

MARINHO, C. C, FONSECA, A. L. S., MNELLO, M. & ESTEVES, F. A. 2004. Resultados e perspectivas sobre o estudo do metano nas lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba e na lagoa Imboassica na região norte do estado do Rio de Janeiro. Em: Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação (Ed. Rocha, C. F. D., Esteves, F. A. & Scarano, F. R.), *RiMa Editora*. Rio de Janeiro, 374 pp

MARINHO, C. C., MEIRELLES-PEREIRA, F., ESTEVES, F.A., GRIPP, A.R., GUIMARÃES, C. G. & BOZELLI, R.L. 2010. Aquatic macrophytes drive sediment stoichiometry and the suspended particulate organic carbon composition of a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(2), 208-217.

MARTINS, A.A.V., COSTA, R. A. M., & PEREIRA, L. C. C. 2006. Distribuição espaço-temporal da comunidade zooplancônica de uma lagoa costeira artificial na região amazônica, Bragança, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 3(1):103-111

MCCUNE B. & GRACE J.B. 2002. Analysis of Ecological Communities, *Gleneden Beach*, Oregon USA.

MEDLEY, K.A. & HAVEL, J.E. 2007. Hydrology and local environmental factors influencing zooplankton communities in floodplain ponds. *Wetlands*, 27(4): 864–872

MERGEAY, J., DECLERCK, S., VERSCHUREN, D. & DE MEESTER, L. 2006. Daphnia community analysis in shallow Kenyan lakes and ponds using dormant eggs in surface sediments. *Freshwater Biology* 51: 399-411

MICHELS, E., COTTENIE, K., NEYS, L. & DE MEESTER, L. 2001. Zooplankton on the move: first results on the quantification of dispersal of zooplankton in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia* 442: 117–126.

MIRABDULLAYEV, I. M., JOLDASOVA, I. M., MUSTAFAEVA, Z. A., KAZAKHBAEV, S., LYUBIMOVA, S. A. & TASHMUKHAMEDOV, B. A. 2004. Succession of the ecosystems of the Aral Sea during its transition from oligohaline to polyhaline water body. *Journal of Marine Systems*, 47, 101-107.

MITTELBACH, G.G., TURNER, A.M., HALL, D.J., RETTIG, J.E. & OSENBURG, C.W. 1995. Perturbation and resilience - a long-term, whole-lake study of predator extinction and reintroduction. *Ecology* 76: 2347-2360.

MOUQUET, N. & LOREAU, M. 2003. Community patterns in source-sink metacommunities. *American Naturalist* 162: 544-557.

NIELSEN, D. L., & M. A. BROCK. 2009. Modified water regime and salinity as a consequence of climate change: Prospects for wetlands of Southern Australia. *Clim. hange* 95: 523-533

NØST, T. & LANGELAND, A. 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 2. Selective predation impacts on the zooplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 2118-2122.

NUSCH, E. A. & PALMER, G. 1975. Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung. Em: GWF -Wasser / Abwasser 116, 562-565.

OERTLI, B., JOYE, D.A., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. & LACHAVANNE, J.B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.

OKADA, E.K., AGOSTINHO, A.A., PETRERE JR, M., PENCZAK, T. 2003. Factors affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the upper Paraná River basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology* 3: 97-110.

OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. 2011. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-9. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

ONBE, T., 1978. Sugar flotation method for sorting the resting eggs of marine cladocerans and copepods from sea-bottom sediment. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 44: 1411-1411.

PALLAZO, F., BONECKER, C.C. & FERNANDES, A.P.C. 2008a. Resting cladoceran eggs and their contribution to zooplankton diversity in a lagoon of the Upper Paraná River floodplain. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 13: 207-214

PANARELLI, E.A., CASANOVA, S.M.C. & HENRY, R. 2008. The role of resting eggs in the recovery of zooplankton community in a marginal lake of the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), after a long drought period. *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 73-88

PAZIN, V. F. V., MAGNUSSON, W. E., ZUANAN, J. & MENDONÇA, F. P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to “Terra Firme” streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology* 51: 1025-1037.

PEDRUSKI, M.P. & ARNOTT, S.E. 2011. The effects of habitat connectivity and regional heterogeneity on artificial pond metacommunities. *Oecologia*, 166:221–228

PERES-NETO, P.R., LEGENDRE, P., DRAY, S. & BORCARD, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87:2614-2625.

PETRY, A.C., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotr. Ichth.* 1: 111-119.

PINEL-ALLOUL, B. et al. 1995. Spatial and environmental components of freshwater zooplankton structure. *Écoscience* 2: 1-19.

PROCTOR, V. W. 1964. Viability of crustacean eggs recovered from ducks. *Ecology* 45: 656-658.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2.12.2. <http://www.R-project.org>. Vienna, Austria.

REMANE, A. & SCHLIEPER, C. 1971. Biology of Brackish Water. Wiley Interscience, Stuttgart, 372p.

RETTIG, J.E., SCHUMAN, L.S. & MCCLOSKEY, J.K. 2006. Seasonal patterns of abundance: do zooplankton in small ponds do the same thing every spring-summer? *Hydrobiologia* 556: 193-207.

RICKLEFS R.E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters* 7: 1-15.

ROCHA, A.M., SANTANGELO, J.M., BRANCO, C.W.C. & CARNEIRO, L.S., 2004. Dinâmica temporal de longa duração e os efeitos de distúrbios antrópicos na comunidade zooplanctônica da lagoa Imboassica, Macaé, RJ. In ROCHA, CFD., ESTEVES, FA. & SCARANO, FR. Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. São Carlos: *Rima*. p. 376.

SANTANGELO, J. M. 2005. Influência da salinidade sobre a comunidade zooplanctônica de uma lagoa costeira. *Dissertação de Mestrado*, UFRJ, Programa de Pós Graduação em Ecologia (PPGE), Rio de Janeiro, 85p.

SANTANGELO, J.M., ROCHA, A.D.M., BOZELLI, R.L., CARNEIRO, L.S., ESTEVES, F.D.A., 2007. Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 71: 657-668.

SANTANGELO, J.M., BOZELLI, R.L., ROCHA, A.D., ESTEVES, F.D., 2008. Effects of slight salinity increases on *Moina micrura* (Cladocera) populations: field and laboratory observations. *Marine and Freshwater Research* 59: 808-816.

SANTANGELO, J. M. 2009. Estrutura do banco de ovos de resistência em sistemas aquáticos continentais e influência da salinidade e da predação na diapausa. *Tese (Doutorado em Ecologia)*, UFRJ, Programa de Pós Graduação em Ecologia (PPGE), Rio de Janeiro, 120p.

SCHALLENBERG, M., HALL, C. J. & BURNS, C. W. 2003. Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. *Marine Ecology-Progress Series* 251: 181-189.

SCHEFFER, M., VAN GEEST, G.J., ZIMMER, K., JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., BUTLER, M.G., HANSON, M.A., DECLERCK, S. & DE MEESTER, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227-231.

SCHINDLER, D.E. & SCHEUERELL, M.D. 2002. Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos* 98: 177-189.

SCHLICHTING, H. E., JR & SIDES, S.L. 1969. The passive transport of aquatic microorganisms by selected hemiptera. *Ecology* 57: 759-765.

SEGERS, H. 1995. Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta). *SPB Academic Publishing*. 226p

SEI, S., ROSSETTI, G., VILLA, F. & FERRARI, I. 1996. Zooplankton variability related to environmental changes in a eutrophic coastal lagoon in the Po Delta. *Hydrobiologia* 329: 45-55.

SHURIN, J.B. 2000. Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology* 81: 3074-3086.

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: 3062-3073.

SHURIN, J. B. et al. 2009. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia* 159: 151-159.

SMITH, N. P. 1994. Water, salt and heat balances of coastal lagoons. In: Kjerfve B. (ed.), Coastal lagoon processes. *Elsevier Oceanography Series* 60: 69-102.

SMITH, L.I. 2002. A tutorial on Principal Components Analysis. Apostila. 26 p.

SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P. & JEPPESEN, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506: 135-145.

SØNDERGAARD, M., JEPPESEN, E. & JENSEN, J.P., 2005, Pond or lake: does it make any difference?, *Arch. Hydrobiol.* 162:143-165.

SPILLER, D.A. & SCHOENER, T.W. 1998. Lizards reduce spider species richness by excluding rare species. *Ecology* 79: 503-516.

STEINBERG, C.E.W. 2003. Ecology of humic substances in freshwaters. *Springer*, Berlin.

STRECKER, A. L., R. MILNE, & S. E. ARNOTT. 2008. Dispersal limitation and climate-related environmental gradients structure microcrustacean composition in freshwater lakes, Ellesmere Island, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:1905–1918.

SUHETT, A.L., CHRISTIAN, E. W., 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*. *Environ Sci Pollut Res* 18:1004–1014

SUZUKI, M. S., OVALLE, A. R. C. & PEREIRA, E. A. 1998. Effects of sand bar openings on some limnological variables in a hypertrophic tropical coastal lagoon of Brazil. *Hydrobiologia* 368: 111-122.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. & BOZELLI, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.

TOLLRIAN, R. 1993. Neckteeth formation in *Daphnia-pulex* as an example of continuous phenotypic plasticity - morphological effects of *Chaoborus* kairomone concentration and their quantification. *Journal of Plankton Research*, 15: 1309-1318

TOLLRIAN, R. & DODSON, S. I. 1999. Inducible defences in cladocera: constraints, costs and multipredator environments. In: Tollrian, R. and Harvell, C. (eds), The ecology and evolution of inducible defences, *Princeton University Press*, UK, pp. 177–202.

TORGENSEN, T., DE DECKKER, P., CHIVAS, A.R, BOWLER, J.M. 1986. Salt lakes: a discussion of processes influencing palaeoenvironmental interpretation and recommendations for future study. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* 54:7–19

VANDEKERKHOVE, J., NIESSEN, B., DECLERCK, S., JEPPESEN, E., PORCUNA, J. M. C., BRENDONCK, L. & DE MEESTER, L. 2004. Hatching rate and hatching success with and without isolation of zooplankton resting stages. *Hydrobiologia* 526:235-241

VANDEKERKHOVE, J., DECLERCK, S., BRENDONCK, L., CONDE-PORCUNA, J.M., JEPPESEN, E., JOHANSSON, L.S. & DE MEESTER, L. 2005b. Uncovering hidden species: hatching diapausing eggs for the analysis of cladoceran species richness. *Limnology and Oceanography-Methods* 3: 399-407

VANSCHOENWINKEL, B., DE VRIES, C., SEAMAN, M. & BRENDONCK, L. 2007. The role of metacommunity processes in shaping invertebrate rock pool communities along a dispersal gradient. *Oikos* 116: 1255-1266

VANSCHOENWINKEL, B., GIELEN, S., SEAMAN, M. & BRENDONCK, L., 2008. Any way the wind blows - frequent wind dispersal drives species sorting in ephemeral aquatic communities. *Oikos* 117: 125-134.

WATERKEYN, A., P. GRILLAS, M. B. VANSCHOENWINKEL, & BRENDONCK, L. 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshw. Biol.* 53: 1808–1822

WATERKEYN, A., VANSCHOENWINKEL, B., VERCAMPT, H., GRILLAS, P. & BRENDONCK, L. 2011. Long-term effects of salinity and disturbance regime on active and dormant crustacean communities. *Limnol.Oceanogr.* 56(3):1008–1022

WEBSTER, K.E., SORANNO, P.A., BAINES, S.B., KRATZ, T.K., BOWSER, C.J., DILLON, P.J., CAMPBELL, P., FEE, E.J. & HECKY, R.E., 2000. Structuring features of lake districts: landscape controls on lake chemical responses to drought. *Fresh. Biol.* 43 (3): 499-515.

WILLIAMS, W. D. 1996. What future for saline lakes? *Environment* 38 (9):12-24

WILLIAMS, W. D. 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* 381: 191-201.

WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., BIGGS, J., BRAY, S., FOX, G., NICOLET, P., SEAR, D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341.