

A mata ripária influencia a composição e estrutura da comunidade zooplancônica de poças temporárias?

Ítalo L. S. Medeiros¹ , Felipe A. dos Santos¹ , Ana C. A. El-Deir²  & Mauro de Melo Júnior¹ 

¹ Laboratório de Ecologia do Plâncton, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manuel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900 Recife, PE, Brasil. (ittalam@gmail.com)

² Laboratório de Ecologia de Peixes, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manuel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900 Recife, PE, Brasil.

Recebido 28 agosto 2018

Aceito 10 outubro 2019

Publicado 11 novembro 2019

DOI 10.1590/1678-4766e2019037

ABSTRACT. Does riparian vegetation influence the composition and structure of the zooplankton community in temporary ponds? Temporary ponds are important magnifiers of local biodiversity, especially in seasonal forested areas. Changes in the vegetation cover may along the banks of these water bodies alter the composition and structure of the intrinsic zooplankton community. Thus, we evaluate the hypothesis that the presence of riparian vegetation changes the structure of the zooplankton community found in temporary pools. A volume up to ten litres of water, collected from pools with riparian vegetation (CM) and lacking riparian vegetation (SM), was filtered using a 20 µm-mesh size sieve. Data on chlorophyll-*a* and some limnological variables were also collected. All specimens were identified using a Sedgewick-Rafter chamber under an optical microscope. Moreover, the data were treated regarding the composition and structure of the community (richness, frequency of occurrence, abundance and biomass) via performing a diversity analysis (Hill Series), canonical correspondence analysis (CCA) and an indicator species analysis (IndVal). There were observed significant differences for the limnological variables in both conditions, especially for turbidity, total dissolved solids and chlorophyll-*a*, which demonstrated greater influence on the community structure. Although the diversity and biomass of rotifers were higher in the SM pools, the richness and biomass of cladocerans showed a higher value in the CM pools. The indicator species analysis demonstrated that some rotifers and microcrustaceans, as *Ceriodaphnia cornuta* G. O. Sars, 1885, *Notodiptomus cearensis* Wright, 1936 and Ostracoda morf.2 are indicative of CM pools, whereas other species indicate environments with higher turbidity (SM pools), for example *Polyarthra vulgaris* Carlin, 1943 and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst, 1975. In conclusion these results suggest an impressive distinction between riparian vegetation environment and that without such vegetation, which point to the importance of the former environment to the community structure. This reinforces the need for protective policies regarding temporary environments, since they are essential environments for the maintenance of local biodiversity.

KEYWORDS. Zooplankton, indicator species, abiotic variables, chlorophyll-*a*.

RESUMO. Poças temporárias são importantes ampliadores da biodiversidade local, sobretudo em áreas florestadas estacionais. Alterações na cobertura vegetal ao longo das margens desses corpos hídricos podem alterar a composição e estrutura da sua comunidade zooplancônica. Nesse sentido, testamos a hipótese de que a presença de mata ripária altera a estrutura da comunidade zooplancônica encontrada em poças temporárias. Foram filtrados até 10 litros de água, em malha de 20 µm, em poças com (CM) e sem mata ripária (SM), e coletados dados de clorofila-*a* e as variáveis limnológicas. Todos os espécimes foram identificados com microscópio óptico em câmara de Sedgewick-Rafter. Os dados foram tratados quanto à composição e estrutura da comunidade (riqueza, frequência, abundância relativa e biomassa), sendo realizadas análises de diversidade (Série de Hill), de correspondência canônica (ACC) e de espécies indicadoras (IndVal). Diferenças significativas foram observadas entre as variáveis limnológicas nas duas condições, principalmente nos parâmetros de turbidez, sólidos totais dissolvidos e clorofila-*a*, as quais mostraram maior influência sobre a estrutura da comunidade. Embora a diversidade e biomassa de rotíferos tenham sido superiores nas poças SM, a riqueza e a biomassa de cladóceros foi superior nas poças CM. A análise de espécies indicadoras demonstrou que alguns rotíferos e microcrustáceos, como *Ceriodaphnia cornuta* G. O. Sars, 1885, *Notodiptomus cearensis* Wright, 1936 e Ostracoda morf.2 são indicativos de poças CM, enquanto outras espécies indicam ambientes com maior turbidez (poças CM), por exemplo *Polyarthra vulgaris* Carlin, 1943 e *Diaphanosoma spinulosum* Herbst, 1975. Os resultados sugerem uma diferenciação expressiva entre os ambientes com e sem vegetação ripária, mostrando sua importância na estrutura da comunidade, reforçando a necessidade de medidas protetivas para ambientes temporários, visto que são essenciais para a manutenção da biodiversidade local.

PALAVRAS-CHAVE. Zooplâncton, espécies indicadoras, variáveis abióticas, clorofila-*a*.

Habitats aquáticos temporários, como as poças, “são aqueles que mudam do estado disponível para o estado indisponível, com duração ou frequência suficiente para afetar toda a biota” (SCHWARTZ & JENKINS, 2000). São

ambientes de extrema importância ecológica, uma vez que fornecem habitats favoráveis para diversos grupos animais, garantindo o incremento e a manutenção da diversidade local (WILLIAMS, 2005; MEDEIROS *et al.*, 2011; SIMÕES *et*

al., 2011). Além disso, são usados com frequência como modelos ecológicos, já que apresentam limites definidos e conexões claras com ecossistemas adjacentes, sendo capazes de refletir as alterações na paisagem (BLAUSTEIN *et al.*, 1999; VADEBONCOEUR *et al.*, 2002). Os maiores reflexos dessas alterações podem ser observados, como mudanças na estrutura das comunidades aquáticas associadas a essas poças (DE MEESTER *et al.*, 2005); um exemplo são as populações zooplânctônicas, utilizadas como indicadores dessas mudanças (DE-CARLI *et al.*, 2018).

Alguns componentes ambientais modificam a estrutura da comunidade aquática ao fornecer estrutura física que facilita o estabelecimento ou exclusão de determinados grupos, interferindo principalmente nas interações ecológicas entre as populações e o meio (WELBORN *et al.*, 1996). Nesse sentido, a estrutura da matriz adjacente (vegetação ripária), sejam elas florestadas ou desflorestadas, atua de forma diferenciada nesses ecossistemas (BLAUSTEIN *et al.*, 1999). A vegetação ripária tem como funções hidrológicas promover a estabilização das margens e o equilíbrio térmico da água, atuando como tampão ao proteger os corpos hídricos de impactos ambientais, além de fornecer matéria orgânica vegetal (folhíço, frutos, troncos, etc.), a qual funciona como microhabitat, abrigo e substrato para a fauna, ampliando a heterogeneidade subaquática (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; WILLIAMS, 2005). Em ambientes aquáticos cercados por expressiva vegetação ripária, o sombreamento da lâmina de água pode reduzir a temperatura da água, modificar as fontes de energia de uma origem autóctone (microalgas) para alóctone (matéria orgânica), ou vice-versa (WILLIAMS, 2005). Essa vegetação também interfere nos processos de colonização das poças, dificultando a chegada de vetores de dispersão, tais como o vento ou as aves (BLAUSTEIN *et al.*, 1999; WILLIAMS, 2005). De maneira inversa, habitats aquáticos expostos, sem vegetação ripária, apresentam alta taxa de colonização (NILSSON & SVENSSON, 1995).

O desenvolvimento de macrófitas também condiciona mudanças na estrutura da comunidade zooplânctônica, uma vez que ampliam a heterogeneidade ambiental (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997). Sua presença estabelece condições para o desenvolvimento do perifíton, fonte alimentar de uma complexa rede de organismos, e ainda locais seguros que protegem a fauna contra predadores visuais (*e.g.* peixes e macroinvertebrados) e contra a radiação solar (TAKEDA *et al.*, 2003; COMPTE *et al.*, 2016).

Ambos os componentes ambientais atuam, principalmente, modificando as características abióticas do ecossistema aquático, o qual tem efeito direto na estruturação e dinâmica da comunidade (DUNSON & TRAVIS, 1991). Além disso, sua presença pode corroborar com os pressupostos da teoria do equilíbrio alternativo, onde ambientes de águas continentais podem apresentar (i) condições de águas-claras (baixa turbidez), geralmente dominadas por macrófitas que favorecem microcrustáceos planctônicos, ou (ii) condições de águas-turvas (alta turbidez), com domínio do fitoplâncton, favorecendo rotíferos e copépodes Cyclopoida, por exemplo (SCHEFFER *et al.*, 1993).

Nesse sentido, objetivou-se investigar se processos locais que ampliam a heterogeneidade ambiental, como a presença de vegetação ripária, influenciam a composição e a estrutura da comunidade zooplânctônica em poças temporárias em uma Unidade de Conservação localizada na interface entre a Mata Atlântica e a Caatinga, buscando observar as relações existentes entre as variações abióticas e a comunidade, além da identificação de possíveis espécies indicadoras dessas condições.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo. O estudo foi conduzido na Estação Ecológica do Tapacurá (EET), no município de São Lourenço da Mata, localizada a 50 km do Recife, capital de Pernambuco. Segundo a classificação climática de Köppen para o Brasil, a região apresenta temperaturas médias anuais entre 24 a 26°C, e precipitação acumulada média de 1600 a 1800 mm anuais. A zona climática é caracterizada como Zona Tropical com verão seco (ALVARES *et al.*, 2013).

Foram selecionadas poças temporárias em um trecho de mata secundária conservada inserida no Refúgio da Vida Silvestre Mata do Camucim, cuja vegetação é caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual e está inserida no Centro de Endemismos de Pernambuco (CPRH, 2017). Essa área de proteção permanente está circundada por monoculturas de cana-de-açúcar ao norte e pelo reservatório Tapacurá, afluente do rio Capibaribe, ao sul (ANDRADE *et al.*, 2009).

As poças temporárias selecionadas foram divididas em duas categorias: três poças com mata ripária (CM) e três sem mata ripária (SM) (Fig. 1). As poças CM foram as maiores em largura (L) e profundidade máxima (P), alcançando os valores: CM1 - L = 14x10 m, P = 1,3 m; CM2 - L = 15x13,2 m, P = 1,5 m; CM3 - L = 13x8,3 m, P = 1,2 m. Enquanto as poças SM foram menores e rasas, alcançando os valores: SM1 - L = 12x5,7 m, P = 0,8 m; SM2 - L = 12,7x5,8 m, P = 0,5 m; SM3 - L = 2 m, P = 0,3 m. Como forma de padronização, todos esses ambientes apresentaram macrófitas aquáticas emergentes e/ou flutuantes. Nas poças CM1 e CM2 foram observadas macrófitas flutuantes (*Lemna* sp.), enquanto para a poça SM1 foi observada a presença dos dois tipos de macrófitas, gramíneas e *Azolla* sp. (flutuante); as poças CM3, SM2 e SM3 também apresentaram macrófitas emergentes (gramíneas). Particularmente para a poça SM1, foram registradas duas espécies de peixes (*Oreochromis cf. niloticus* Linnaeus, 1758 e *Poecilia* sp.).

Estratégia amostral. Foram realizadas amostragens com intervalo de 12 horas, para reduzir o possível efeito da migração vertical/horizontal noturna, a partir das 19h do dia 08 de maio até às 11h do dia 11 de maio de 2018, caracterizando três coletas no período diurno e três no período noturno. A profundidade e tamanho das poças foram obtidos com o auxílio de uma fita métrica (30 m). Em cada poça, o zooplâncton foi amostrado a partir da filtração de até 10 litros de água, através de um concentrador de plâncton com malha de 20 µm, e fixado com formol a 4%. As variáveis ambientais (temperatura - °C, pH, oxigênio dissolvido - mg/L,

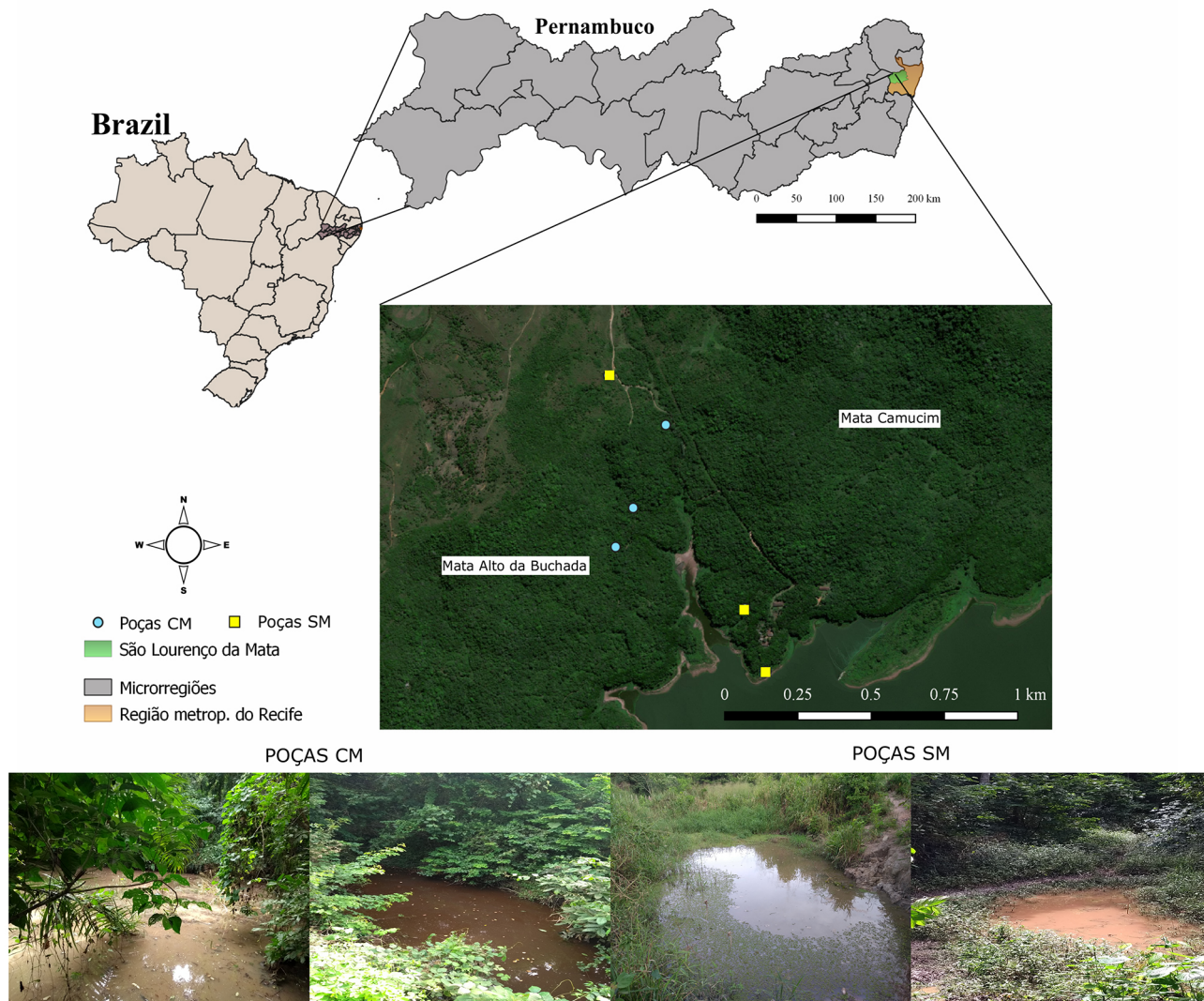


Fig. 1. Localização das poças temporárias com mata ripária - CM (círculos azuis) e sem mata ripária – SM (quadrados amarelos), na Estação Ecológica do Tapacurá, Pernambuco, Brasil, maio de 2018.

condutividade elétrica – mS/cm, sólidos totais dissolvido – g/L e turbidez – NTU – unidade nefelométrica de turbidez) foram mensuradas através de sonda multiparâmetro Horiba U52, enquanto a análise de clorofila- α foi realizada, através de protocolo padrão, em cada coleta de amostras (JESPERSEN & CHRISTOFFERSEN, 1987).

Em laboratório, todas as amostras foram coradas com Rosa de Bengala e os organismos analisados com o auxílio de câmaras de Sedgewick-Rafter em microscópio óptico. O estereomicroscópio foi utilizado para dissecar representantes de Copepoda e Cladocera. A identificação foi baseada em literatura especializada (e.g. KOSTE, 1978; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; MATSUMURA-TUNDISI, 1986; UEDA & REID, 2003; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2015). Para cada amostra, os dados populacionais foram estimados a partir de três alíquotas de 2 ml, com reposição (e.g., OMORI & IKEDA, 1984), em amostras concentradas de acordo com a densidade de organismos, garantindo um mínimo de 100 indivíduos analisado por subamostra. Após esta contagem inicial, a

amostra foi concentrada até a metade do valor da diluição anterior e mais três alíquotas de 2 ml foram analisadas com o objetivo de registrar espécies raras (e.g., ALDEN *et al.*, 1982, MELO JÚNIOR *et al.*, 2015).

A biomassa foi estimada para as espécies e grupos cujo somatório da densidade correspondia a 80% das amostras, realizada por tratamento (CM e SM). A biomassa ($\mu\text{g C m}^{-3}$) foi considerada como sendo o produto entre o peso individual médio ($\mu\text{g C ind.}^{-1}$) e a densidade (ind. m^{-3}). Para Rotifera, o peso seco foi calculado com base no cálculo do biovolume (RUTTNER-KOLISKO, 1977), o qual foi convertido em peso úmido ($10^6 \mu\text{m}^3$ equivalem a 1 μg de peso úmido; BOTTRELL *et al.*, 1976), e posteriormente em peso seco [PS é igual a 10% do peso úmido; PACE & ORCUTT (1981)]. Foram obtidas medidas de comprimento, largura e altura para rotíferos, e de comprimento do corpo para os microcrustáceos (AZEVEDO *et al.*, 2012), de, no mínimo, 30 indivíduos para os táxons mais abundantes. Para amostras com baixas densidades de indivíduos, os mesmos foram mensurados em sua totalidade.

As amostras encontram-se depositadas na Coleção de Zooplâncton da UFRPE, vinculada ao Laboratório de Ecologia do Plâncton, a partir dos números de tombamento CZ-UFRPE 18001 ao 18036.

Análise dos dados. Com o objetivo de apontar possíveis diferenças significativas entre os dados abióticos e de clorofila- α entre as poças com e sem a presença de mata ripária, foram utilizadas as análises de variância (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Os dados foram previamente testados quanto à normalidade (teste de Shapiro-Wilk), bem como aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov para verificar a normalidade dos resíduos das médias e o teste de Bartlett para avaliar a homocedasticidade dos dados. Uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi utilizada para testar a dependência dos dados zooplanctônicos (biomassa) com os dados abióticos e de clorofila- α .

Os dados foram tratados quanto à composição, riqueza, frequência de ocorrência (%), densidade (ind. m^{-3}), abundância relativa (%) e biomassa ($\mu g C L^{-1}$), sendo utilizada a análise de Permanova para mostrar possíveis diferenças na composição entre os quatro tratamentos (p -valor $< 0,05$). Os dados foram previamente testados quanto à similaridade, através do índice de Jaccard e visualizados graficamente através de um nMDS (Escalonamento Multidimensional não Métrico). Para identificar as espécies que mais contribuem para a diferenciação entre os ambientes estudados, utilizou-se a análise multivariada de Simper.

A partir dos valores de densidade dos diferentes tratamentos (com mata ripária e sem mata ripária), foram plotados os índices de diversidade (série de Hill). A série de Hill define as ordens “q” de diversidade, as quais são sensíveis à frequência de espécies na comunidade. Para $q=0$ – riqueza total de espécies (S), todas as espécies apresentam o mesmo peso, incluindo as espécies raras; para $q=1$ – índice de Shannon-Wiener (H'), nem espécies raras nem comuns são favorecidas, sendo elas pesadas por sua frequência na comunidade; para $q=2$ – índice de dominância de Simpson ($1/D$), as espécies mais abundantes são favorecidas. As demais ordens também favorecem as espécies abundantes, em ordem crescente de dominância: $q=3$ – índice de Gini-

Simpson (H'_{GS}), $q=4$ – índice de Tsallis (HCDT) e $q=5$ – índice de Renyi (CHAO *et al.*, 2014).

Para detectar distribuições não aleatórias das espécies (espécies indicadoras) entre poças CM e SM, além do efeito dos parâmetros abióticos e clorofila- α nas populações, foi utilizado a Análise de Espécies Indicadoras – IndVal (DUFRENE & LEGENDRE, 1997), a partir de classes geradas com valores médios para cada parâmetro. Esta análise produz valores percentuais indicativos, que variam de 0 (não indicador) até 100 (perfeito indicador). Foram utilizadas duas classificações: organismos com $IV \geq 70\%$ foram considerados espécies indicadoras e com IV entre 50% e 69% foram considerados espécies detectoras. Todas as análises foram processadas através do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

RESULTADOS

Variáveis abióticas. Diferenças entre os parâmetros abióticos e de clorofila- α foram observadas entre as poças CM e SM (Tab. I, Fig. 2). Nas poças SM, a turbidez foi cerca de três vezes maior ($U = 4,3978$; $p < 0,0001$), enquanto a concentração de clorofila- α foi, em média, doze vezes superior ($U = 3,5277$; $p = 0,0004$) à das poças CM. De maneira menos expressiva, os sólidos totais dissolvidos foram superiores ($U = 2,3887$; $p = 0,0169$) e a temperatura alcançou, em média, $1^\circ C$ a mais ($U = 2,1376$; $p = 0,0327$) em poças SM. As demais variáveis, pH e oxigênio dissolvido, não apresentaram diferenças significativas entre as duas categorias (Tab. I, Fig. 2).

Estrutura da comunidade. Um total de 55 espécies e morfotipos foram registrados, sendo distribuídas em doze famílias de Rotifera, quatro de Cladocera e duas de Copepoda. Além disso, três morfotipos de Ostracoda também foram registrados. O número de espécies zooplanctônicas, incluindo os morfotipos, variou entre os tratamentos. Entretanto as riquezas observadas foram semelhantes, não diferindo estatisticamente ($U = 1,3763$; $p = 0,1687$) (Tab. II).

A análise nMDS (stress = 0.21) mostrou uma sobreposição dos agrupamentos para as poças CM e SM, o que significa dizer que a composição de espécies encontradas é bastante similar entre si (Fig. 3). A similaridade média

Tab. I. Análise de variância Mann-Whitney (U) para os dados abióticos, de clorofila α e biomassa entre as poças com mata ripária (CM) e sem mata ripária (SM), Estação Ecológica do Tapacurá, PE, Brasil (p -valor: 0,05; DP, desvio padrão; mS/cm, condutividade elétrica; NTU, unidade nefelométrica de turbidez; DO - mg/L, oxigênio dissolvido; TDS - g/L, sólidos totais dissolvidos). Os valores em negrito representam as variáveis que diferiram estatisticamente.

	CM	SM	U	P-valor (0,05)
	Média±DP	Média±DP		
T ($^\circ C$)	24,60±0,47	25,10±0,67	U: 2,1356	0,0327
pH	5,88±0,31	5,89±0,29	U: 0,1582	0,8743
mS/cm	0,146±0,07	0,190±0,07	U: 2,7051	0,0068
NTU	37,02±19,84	122,77±50,84	U: 4,3978	< 0,0001
DO - mg/L	16,79±23,02	2,83±1,64	U: 1,7085	0,0875
TDS - g/L	0,080±0,02	0,104±0,03	U: 2,3887	0,0169
Clorofila α ($\mu g/L$)	3,10±8,73	39,43±34,13	U: 3,5277	0,0004
Biomassa ($10^3 \mu g.ind/m^3$)	583,1±515,2	610,6±603,3	U: 0,1898	0,8494

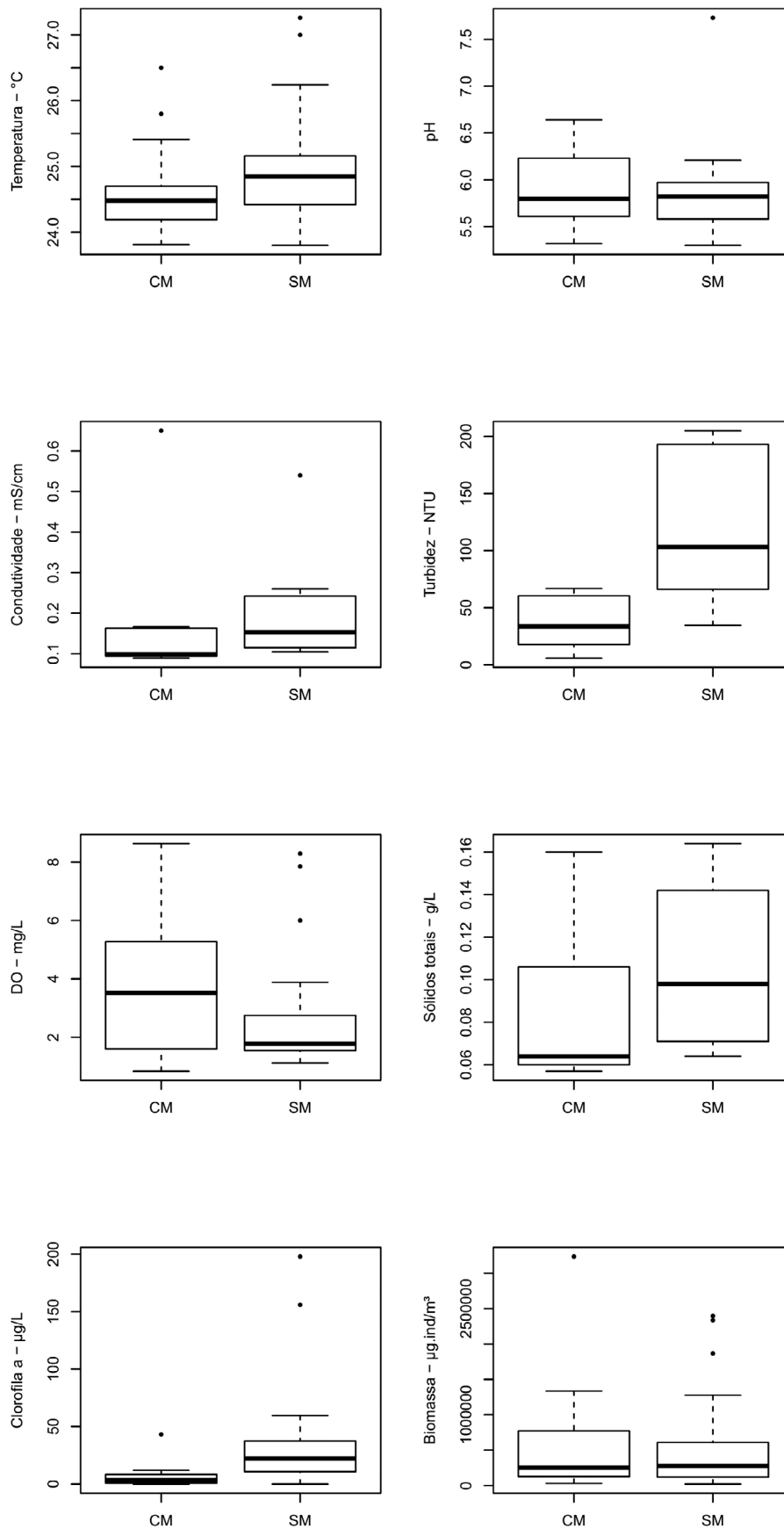


Fig. 2. Gráficos boxplots mostrando a variação dos dados limnológicos, de clorofila *a* e biomassa do zooplâncton entre poças com (CM) e sem (SM) presença de mata ripária da Estação Ecológica do Tapacurá, PE, Brasil (DO, oxigênio dissolvido).

Tab. II. Inventário, lista de frequência (FO%) e biomassa média (BioM) das espécies zooplânctônicas em poças com (CM) e sem a presença de mata ripária (SM) na Estação Ecológica do Tapacurá, PE, Brasil (—, taxa raras, biomassa não obtida). * valores de densidade (ind.m⁻³).

	CM	FO%	BioM (10 ³ µg ind m ⁻³)	SM	FO%	BioM (10 ³ µg ind m ⁻³)
ROTIFERA						
Bdelloidea	x	77,8	114,48	x	94,4	19,98
Brachionidae						
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1914		0,0	0,00	x	5,6	0,58
<i>Brachionus mirabilis</i> Daday, 1897	x	11,1	0,02	x	5,6	0,19
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943		0,0	—	x	5,6	0,17
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	x	38,9	1,34	x	66,7	100,68
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	x	33,3	0,11	x	50,0	13,83
Conochilidae						
<i>Conochilus</i> sp.	x	27,8	0,81	x	11,1	0,20
Euchlanidae						
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	x	22,2	0,18	x	11,1	0,24
Epiphanidae						
<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1831)	x	16,7	0,47	x	38,9	1745,95
Lecanidae						
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	x	61,1	7,44	x	66,7	18,23
<i>Lecane closterocerca</i> (Shmarda, 1859)	x	5,6	—	x	5,6	—
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	x	77,8	4,38	x	16,7	0,99
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	x	11,1	0,33	x	16,7	2,83
<i>Lecane elongata</i> Haring & Myers, 1926	x	5,6	—		0,0	—
<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)		0,0	—	x	5,6	1,29
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	x	16,7	—		0,0	—
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	x	16,7	0,39		0,0	—
<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	x	11,1	0,12	x	5,6	0,32
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	x	5,6	0,06	x	11,1	1,69
<i>Lecane mira</i> (Murray, 1913)	x	61,1	9,27	x	55,6	85,02
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	x	5,6	—	x	5,6	—
<i>Lecane plesia</i> (Myers, 1936)		0,0	—	x	5,6	—
<i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)	x	5,6	—		0,0	—
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	x	61,1	5,50	x	27,8	5,22
Lepadellidae						
<i>Lepadella patella</i> Müller, 1773	x	72,2	0,58	x	72,2	14,34
<i>Paracoleurella logima</i> (Myers, 1934)	x	22,2	3,08	x	27,8	7,21
Mytilinidae						
<i>Mytilina acantophora</i> Hauer, 1938	x	16,7	0,15	x	33,3	36,91
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)	x	38,9	0,75	x	38,9	15,08
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	x	33,3	3,88	x	5,6	1,97
Synchaetidae						
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925		0,0	—	x	5,6	1,11
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	x	83,3	527,53	x	55,6	11,62
Testudinellidae						
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	x	38,9	6,28	x	22,2	0,76
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	x	83,3	8,00	x	72,2	740,77
Trichocercidae						
<i>Trichocerca insulata</i> (Hauer, 1937)	x	72,2	7,93	x	44,4	44,71
Trochosphaeridae						
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	x	5,6	0,08		0,0	—
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	x	5,6	7,61		0,0	—
<i>Filinia pejleri</i> Hutchinson, 1964		0,0	—	x	5,6	0,29
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	x	50,0	12,48	x	38,9	27,38

Tab. II. Cont.

	CM	FO%	BioM (10 ³ µg ind m ⁻³)	SM	FO%	BioM (10 ³ µg ind m ⁻³)
CRUSTACEA						
Cladocera						
Chydoridae						
<i>Chydorus nitidulus</i> (Sars, 1901)	x	11,1	16,33	x	11,1	6,50
<i>Kurzia latissima</i> (Kurz, 1875)	x	38,9	67,87	x	16,7	7,65
Daphniidae						
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1885	x	27,8	18,65	x	11,1	0,00
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	x	5,6	—		0,0	—
Moinidae						
<i>Moina dumonti</i> Kotov, Elías-Gutiérrez & Granado-Ramírez, 2005	x	22,2	37,06	x	5,6	0,42
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	x	11,1	6,63	x	44,4	79,32
Sididae						
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst 1975	x	83,3	5518,39	x	88,9	1510,45
<i>Sarsilatona serricauda</i> (Sars, 1901)	x	16,7	8,97	x	5,6	0,53
Copepoda						
Calanoida						
Diaptomidae						
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright, 1936)	x	44,4	48,83	x	5,6	1,09
Nauplius Calanoida	x	16,7	55,13	x	11,1	49,33
Cyclopoida						
Cyclopidae						
			3665,91			4564,58
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiébaud, 1912)	x	100,0	—	x	100,0	—
<i>Thermocyclops inversus</i> (Kiefer, 1936)	x	16,7	—		0,0	—
<i>Thermocyclops parvus</i> Reid, 1989	x	16,7	—		0,0	—
<i>Thermocyclops tenuis</i> (Marsh, 1910)	x	27,8	—	x	50,0	—
<i>Tropocyclops prasinus</i> (Fisher, 1860)	x	16,7	—		0,0	—
Nauplius Cyclopoida	x	94,4	327,88	x	100,0	1872,24
Ostracoda						
Ostracoda morf. 1	x	77,8	74011.6 *	x	94,4	95549.4 *
Ostracoda morf. 2	x	44,4	14094.1 *	x	11,1	409.3 *
Ostracoda morf. 3		0,0	0	x	11,1	197.37 *
Total de grupos	48			45		

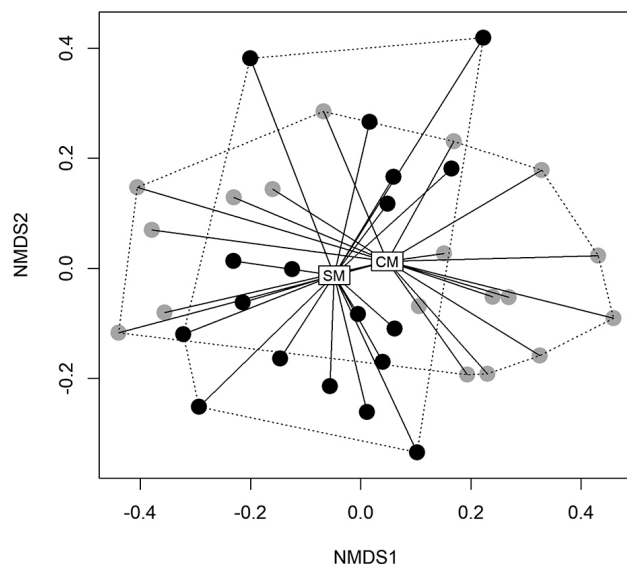


Fig. 3. Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) plotada com os dados de densidade da comunidade zooplânctônica entre as poças com (CM) e sem (SM) mata ripária da Estação Ecológica de Tapacurá, PE, Brasil.

encontrada foi $0,69 \pm 0,09$, ou seja, a comunidade observada em ambos os tipos de poças é, aproximadamente, 70% semelhante, segundo o índice de Jaccard. Ainda assim, a análise de Permanova mostrou diferenças significativas na composição ($R^2: 0,06679$, $p = 0,019$), com cinco grupos sendo os principais agentes na diferenciação entre os ambientes. Rotíferos Bdelloidea e *Polyarthra vulgaris* Carlin, 1943, e o cladóceros *Diaphanosoma spinulosum* Herbst, 1975 dominaram as poças CM, enquanto os náuplios e copepoditos de Cyclopoida prevaleceram nas poças SM. Segundo a análise de Simper, a taxa de contribuição média desses grupos foi 57%.

A frequência de ocorrência média dos organismos nas amostras foi superior nas poças CM para todos os grupos (Rotifera – 28,9%; Cladocera – 27,1%; Copepoda – 41,7% e Ostracoda – 40,7%), enquanto nas poças SM foi sutilmente menor (Rotifera – 24,4%; Cladocera – 22,9%; Copepoda – 33,3% e Ostracoda – 38,9%). Nove espécies foram registradas somente em poças CM, com destaque para os microcrustáceos *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine, 1820),

Thermocyclops inversus (Kiefer, 1936), *T. parvus* Reid, 1989 e *Tropocyclops prasinus* (Fisher, 1860), enquanto apenas cinco foram verificadas apenas em poças SM, destacando-se os rotíferos *Brachionus dolabratus* Haring, 1914, *Lecane furcata* (Murray, 1913), *L. plesia* (Myers, 1936), *Polyarthra dolichoptera* Idelson, 1925 e *Filinia pejleri* Hutchinson, 1964, e ainda o morfotipo 3 de Ostracoda.

Diferenças significativas foram observadas apenas entre os valores de biomassa total de rotíferos entre as duas categorias de poças (U: 1,6452, $p = 0,05$), sendo quatro vezes superior em poças SM ($2899,56 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$) do que em poças CM ($723 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$). Os valores de biomassa total para cladóceros e copépodes não diferiram estatisticamente, entretanto, para cladóceros, este foi aproximadamente 3,5 vezes superior ($5673,9 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$) em poças CM do que em poças SM ($1604,34 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$). Da mesma forma, a biomassa de copépodes Calanoida foi duas vezes superior ($103,9 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$) em poças CM do que em poças SM ($50,4 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$). Dois grupos dominaram, em relação a sua biomassa, os ambientes estudados: *D. spinulosum* em poças CM ($5518,39 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$) e Cyclopoida em ambas as poças (CM: $3993,8 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$; SM: $6436,8 \times 10^3 \mu\text{g ind m}^{-3}$). Embora não avaliados quanto à biomassa, os Ostracoda também dominaram os ambientes SM, com densidade total próxima aos $100.000 \text{ ind.m}^{-3}$.

Através da Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi possível observar algumas relações entre a biomassa da comunidade zooplancônica e as variáveis limnológicas (Fig. 4). Os dois primeiros eixos de ACC explicaram 73,76% (eixo 1 = 44,92%; eixo 2 = 28,83%; $F = 2,2632$; $p = 0,001$) da variabilidade ambiental observada, sendo os sólidos totais dissolvidos – g.ltds ($F = 2,9790$, $p = 0,005$), turbidez – NTU ($F = 1,7946$, $p = 0,025$) e clorofila- α ($F = 2,0241$, $p = 0,030$), os parâmetros que mais influenciaram a comunidade associada as poças. Estes mostraram correlações negativas com o primeiro eixo, nos valores de $r = -0,9667$, $r = -0,1580$ e $r = -0,1986$, respectivamente. Para o segundo eixo, apenas a clorofila- α apresentou correlação positiva ($r = 0,9431$), diferentemente da turbidez ($r = -0,2082$) e dos sólidos totais ($r = -0,2486$), mostrando correlações negativas.

Um grande agrupamento de taxa foi plotado contra todos os parâmetros de influência, ou seja, esses organismos apresentaram uma associação direta com valores inferiores de sólidos totais dissolvidos, turbidez e clorofila- α , condições observadas nas poças CM. Este agrupamento compreendeu a maior parte dos representantes de rotíferos [ex.: *Polyarthra vulgaris* (PolyVU), *Platyias quadricornis* (Ehrenberg, 1832) (PlatQ) e *L. mira* (LecMI)], os copépodes Calanoida e todos os cladóceros. Por outro lado, poucas espécies foram estabelecidas para poças que apresentaram valores altos nesses parâmetros. *Brachionus dolabratus* (BracD) e *Filinia pejleri* (FiliPE) se posicionaram em valores intermediários de sólidos totais dissolvidos, *Lecane furcata* (LecFU) esteve associado com altos valores de clorofila- α , enquanto *Platyonus patulus* (Müller, 1786) (PlatP) foi associado a valores intermediários de turbidez.

Quanto aos índices de diversidade plotados na série de Hill (Fig. 5), as poças SM apresentaram valores superiores para todas as ordens de diversidade, com exceção da riqueza total de espécies ($q=0$, $S=44$ espécies) que foi maior para poças CM ($S=47$ espécies). Ou seja, os índices que dão maior peso para as espécies mais abundantes ($q=2, 3, 4$ e 5) e o índice de Shannon (H' , $q=1$) foram mais expressivos nas poças SM, sendo aproximadamente duas vezes maiores que os índices para as poças CM. Numericamente, os valores para as poças SM foram: $q=1$, $H' = 9,49$; $q=2$, $1/D = 7,37$; $q=3$, $H_{GS} = 6,79$; $q=4$, $HCDT = 6,37$; $q=5$, $Renyi = 6,14$. Enquanto para as poças CM foram: $q=1$, $H' = 5,52$; $q=2$, $1/D = 3,51$; $q=3$, $H_{GS} = 2,98$; $q=4$, $HCDT = 2,72$; $q=5$, $Renyi = 2,58$.

Espécies indicadoras. A análise de espécies indicadoras (IndVal) apontou correlações significativas e valores indicativos entre doze espécies de Rotifera, duas de Cladocera, uma de Copepoda e o grupo Ostracoda (morfo 2) com a presença de mata ripária (CM) e seis variáveis limnológicas (temperatura, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, clorofila- α). O pH foi o único parâmetro não vinculado a nenhuma espécie indicadora.

O grupo dos Calanoida, representado por *Notodiptomus cearensis* (Wright, 1936), foi o único detector de quatro condições distintas: i) presença de mata ripária - CM; ii) temperaturas inferiores a $24,85^\circ\text{C}$; iii) condutividade inferior a $0,160 \text{ mS cm}^{-1}$ e iv) sólidos totais dissolvido inferiores a $0,1 \text{ g L}^{-1}$. Todas essas variáveis limnológicas são típicas de ambientes com a presença de mata ripária. De forma inversa, alguns parâmetros ambientais, típicos das poças SM, foram indicados apenas por uma espécie, como a concentração de clorofila- $\alpha \geq 23 \mu\text{g. L}^{-1}$, indicada apenas por *Conochilus* sp. ($IV = 56,3\%$, $p = 0,025$), espécie considerada detectora dessa condição. No mesmo sentido, ambientes com concentrações de oxigênio dissolvido inferior a $3,35 \text{ mg. L}^{-1}$ foram indicados por *Polyarthra vulgaris* Carlin, 1943 ($IV = 80,8\%$, $p=0,05$).

Três espécies de Rotifera e três microcrustáceos [*Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1885 ($IV = 52,7\%$; $p=0,05$); *Notodiptomus cearensis* ($IV = 61,6\%$; $p=0,01$) e Ostracoda (morfo. 2) ($IV = 65,7\%$; $p=0,05$)] foram detectoras e estiveram significativamente vinculados pela presença de mata ripária. As maiores indicações para esse fator ($> 70\%$) foram apontadas apenas pelos rotíferos *Lecane cornuta* (Müller, 1786) ($IV = 80,7\%$; $p=0,005$), *Lecane quadridentata* (Ehrenberg, 1830) ($IV = 74,4\%$; $p=0,05$) e *Polyarthra vulgaris* ($IV = 87,3\%$; $p=0,05$).

A turbidez foi o segundo parâmetro com mais indicações, apresentando cinco espécies indicadoras de ambientes com valores acima de $79,9 \text{ NTU}$, característico das poças SM. *Diaphanosoma spinulosum* e *Polyarthra vulgaris* apresentaram as maiores indicações dessa característica ($IV = 89,6\%$, $p=0,05$; $IV = 86,9\%$, $p=0,05$, respectivamente), enquanto as demais espécies foram consideradas apenas detectoras desse parâmetro: *Conochilus* sp. ($IV = 62\%$, $p=0,01$), *Lecane curvicornis* (Murray, 1913) ($IV = 55,5\%$, $p=0,01$) e *Paraculurella logima* (Myers, 1934) ($IV = 61,1\%$, $p=0,05$).

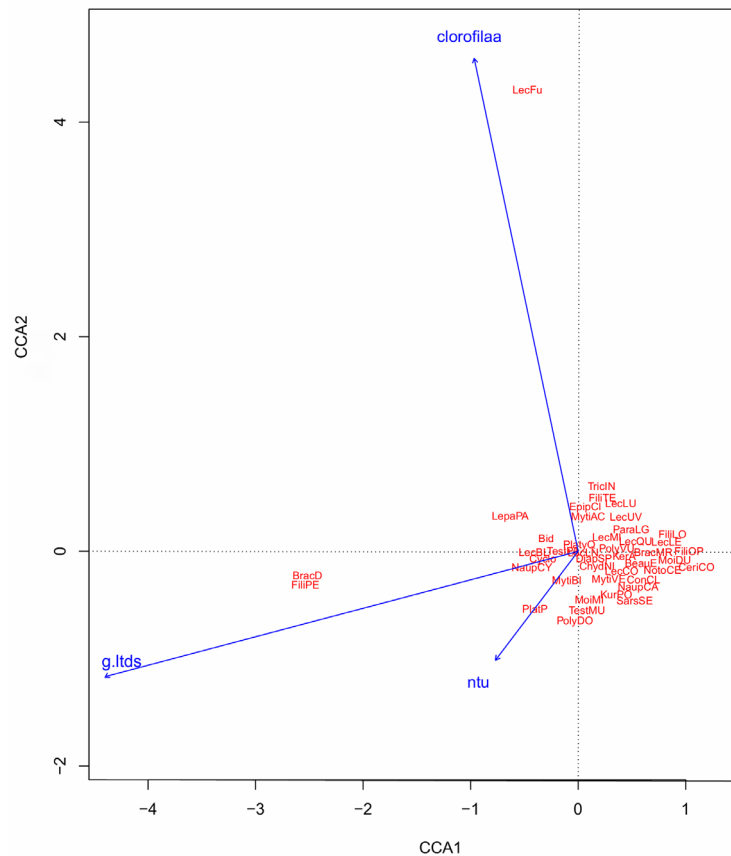


Fig. 4. Gráfico de correspondência canônica relacionando a biomassa dos organismos zooplancônicos com as variáveis limnológicas em poças temporárias com e sem vegetação ripária da Estação Ecológica de Tapacurá, PE, Brasil (ntu, Turbidez; g.ltds, Sólidos totais dissolvidos) [Bdelloidea (Bid); *Brachionus dolobratu* (BracD); *B. mirabilis* (BracMR); *Keratella americana* (KerA); *Platyonus patulus* (PlatP); *Platytias quadricornis* (PlatQ); *Conochilus* sp. (ConCL); *Beauchampiella eudactylota* (BeauE); *Epiphanes clavulata* (EpipCl); *Lecane bulla* (LecBL); *L. cornuta* (LecCO); *L. curvicornis* (LecUV); *L. furcata* (LecFu); *L. leontina* (LecLE); *L. ludwigi* (LecLU); *L. lunaris* (LecLN); *L. mira* (LecMI); *L. quadridentata* (LecQU); *Lepadella patella* (LepaPA); *Mytilina acantophora* (MytiAC); *M. bisulcata* (MytiBI); *M. ventralis* (MytiVE); *Polyarthra dolichoptera* (PolyDO); *P. vulgaris* (PolyVU); *Testudinella mucronata* (TestMU); *T. patina* (TestPA); *Trichocerca insulata* (TricIN); *Filinia longiseta* (FiliLO); *F. opoliensis* (FiliOP); *F. pejleri* (FiliPE); *F. terminalis* (FiliTE); *Chydorus nitidulus* (ChydNI); *Kurzia polyspina* (KurPO); *Ceriodaphnia cornuta* (CeriCO); *Moina dumontii* (MoiDU); *M. minuta* (MoiMI); *Diaphanosoma spinulosum* (DiapSP); *Sarsitona serricauda* (SarsSE); *Notodiptomus cearensis* (NotoCE); náuplio Calanoina (NaupCA); Cyclopoida (Cyclo); náuplio Cyclopoida (NaupCY)].

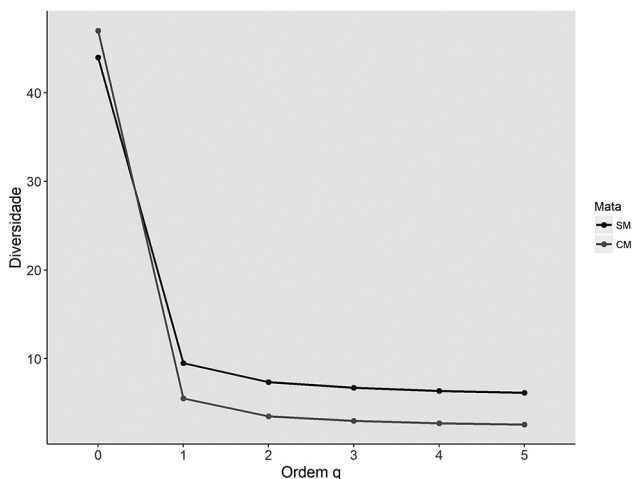


Fig. 5. Série de Hill mostrando os ordens 'q' de diversidade da comunidade zooplancônica em poças com (CM) e sem (SM) mata ripária da estação ecológica de Tapacurá, PE, Brasil [q = 0, riqueza de espécies (S); q = 1, índice de Shannon- Wiener (H'); q = 2, índice de dominância de Simpson (1/D); q = 3, índice de Gini-Simpson; q = 4, índice de Tsallis (HCdT); q = 5, índice de Renyi].

Duas condições de temperatura das poças apresentaram indicação significativa pelas espécies. Nas poças SM, onde a temperatura média alcançava valores superiores ou iguais a 24,85°C foram indicadas apenas por rotíferos: *Testudinella patina* (Hermann, 1783) (IV = 93,2%, p=0,05), *Lecane mira* (Murray, 1913) (IV = 78,1%, p=0,05), *Lecane cornuta* (IV = 71,7%, p=0,05) e *Mytilina bisulcata* (Lucks, 1912) (IV = 67,3%, p=0,05). Nas poças CM, onde a temperatura média foi menor que 24,85°C, *Lepadella patella* Müller, 1773 (IV = 78,8%, p=0,05) foi considerada indicadora, enquanto *Notodiptomus cearensis* (IV = 57,7%, p=0,05) detectora.

Por fim, devido às relações intrínsecas entre a condutividade elétrica (CE) e os sólidos totais dissolvidos (DTS), ambos apresentaram as mesmas espécies indicadoras e mostraram os mesmos valores de indicação. Condições típicas de poças CM, como CE < 0,160 mS.cm⁻¹ e DTS < 0,1 g.L⁻¹ foram detectadas simultaneamente por *Platytias quadricornis* (IV = 62,9%, p=0,05), *Mytilina acantophora* Hauer, 1938 (IV = 64%, p=0,01 e p=0,05, respectivamente) e *Notodiptomus cearensis* (IV = 60,3%, p=0,05).

DISCUSSÃO

Este estudo revela que a cobertura da mata ripária apresenta papel significativo na estrutura da comunidade zooplanctônica de poças temporárias, principalmente relacionadas à influência dos parâmetros limnológicos turbidez, sólidos totais dissolvidos e clorofila-*a* sobre os organismos. Tais variáveis condicionaram diferenças na riqueza e diversidade entre as poças com mata e sem mata ripária, como já registrados em estudos conduzidos com outras poças temporárias (SIMÕES *et al.*, 2011; MELO & MEDEIROS, 2013). Além disso, assim como o presente estudo, outras pesquisas mostram que as interações bióticas também refletem substancialmente na estrutura da comunidade em cada categoria (BLAUSTEIN *et al.*, 1999; FERREIRA *et al.*, 2018) e nos padrões observados para cada ambiente (COTTENIE *et al.*, 2001).

Variáveis limnológicas. Nas poças CM foram observadas águas com menores valores de temperatura (< 24,85°C), turbidez e dissolução de sólidos totais, e maior concentração de oxigênio dissolvido. A mata ripária tem um papel importante na estruturação dessas poças, uma vez que o sombreamento causado pelo dossel reduz a incidência de luz e, conseqüentemente, reduz a temperatura da água (BLAUSTEIN *et al.*, 1999; WILLIAMS, 2005), o que eleva a concentração de oxigênio, uma vez que a solubilidade desse gás tende a ser maior sob essas condições de temperatura (FIORUCCI & FILHO, 2005). Por outro lado, a reduzida turbidez e menor dissolução de sólidos são resultado da retenção do sedimento pelas raízes da vegetação, a qual atua como uma barreira ao carreamento superficial de partículas (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997). A menor concentração de clorofila-*a* nesses ambientes também é resultado do sombreamento, o qual impede o aumento de biomassa do fitoplâncton pela redução da incidência de luz (SCHEFFER, 2004). Ainda assim, as poças CM apresentam uma grande quantidade de nutrientes de origem alóctone, os quais permitem uma produção de fitoplâncton suficiente para suportar os organismos ali presentes (WILLIAMS, 2005).

As condições limnológicas foram claramente distintas para as poças sem mata em relação às poças com mata. Nas poças SM foram observados elevados valores de temperatura, condutividade elétrica, turbidez, concentração de sólidos totais dissolvidos e de clorofila-*a*, além de uma reduzida concentração de oxigênio dissolvido. Tais resultados podem estar diretamente relacionados à ausência da vegetação ripária, a qual condiciona o aumento da influência solar, aumentando a temperatura da água e a concentração de clorofila-*a* (NUNES *et al.*, 1996; BLAUSTEIN *et al.*, 1999) e do carreamento de partículas das margens, uma vez que as margens ficam desestabilizadas. Isso condiciona um aumento da turbidez, da condutividade e da dissolução de sólidos (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997). O aumento da condutividade nesses ambientes está relacionado com o aumento da temperatura, uma vez que esse fator pode acelerar a liberação de íons a partir do sedimento (ARCOVA & CICCO, 1999).

A maior turbidez nas poças SM também pode estar diretamente relacionada com a profundidade, uma vez que poças rasas são facilmente revolvidas pelo vento, ressuspensando o material depositado no fundo do ecossistema (SCHEFFER, 2004). Em particular, para a poça SM1, a presença de peixes planctívoros [*Oreochromis cf. niloticus* Linnaeus, 1758 e *Poecilia* sp.] desencadeia um efeito cascata ao exercer grande pressão sobre o zooplâncton de maior tamanho. Esses invertebrados são em sua maioria consumidores de algas, e a redução de suas populações desencadeia um aumento significativo na biomassa algal e o conseqüente pico de turbidez (SCHEFFER, 1991), como observado no presente estudo.

O padrão observado para as poças estudadas está de acordo com a teoria do equilíbrio alternativo para lagos rasos, proposta por SCHEFFER *et al.* (1993). As poças CM se encaixam na descrição do estado de águas-claras, apresentando águas com reduzida turbidez, baixa concentração de clorofila-*a* e maior densidade de microcrustáceos de grande porte (*e.g.* Cladocera). Enquanto as poças SM, encaixam-se no estado de águas-turvas, apresentando alta turbidez, aumento na concentração de clorofila e maior densidade de peixes, rotíferos e copépodes Cyclopoida (COTTENIE *et al.*, 2001).

Comunidade zooplanctônica. As poças temporárias do Refúgio da Vida Silvestre Mata do Camucim apresentaram importante variabilidade na estrutura da comunidade zooplanctônica, devido à influência da vegetação ripária sobre esses ambientes. A riqueza de espécie e morfotipos (55) registrada nesses ambientes foi considerada alta em comparação com outros estudos em poças para a região nordeste do Brasil (MOSCHINI-CARLOS *et al.*, 2008; MELO & MEDEIROS, 2013; DINIZ *et al.*, 2013), com muitas espécies também encontradas em reservatórios de grande porte no estado (MEDEIROS & MELO-JÚNIOR, 2016). A alta diversidade observada é reflexo da maior heterogeneidade ambiental, com poças mais estáveis (CM) apresentando alta abundância de Cladocera e Copepoda Calanoida e poças mais instáveis (SM) que favorecem Rotifera e Copepoda Cyclopoida, como observado para outros estudos (CRISPIM & FREITAS, 2005; DINIZ *et al.*, 2013; PINESE *et al.*, 2015). Novas ocorrências também foram registradas para a bacia hidrográfica, como os cladóceros *Moina dumonti* Kotov, Elías-Gutiérrez & Granado-Ramírez, 2005 e *Chydorus nitidulus* (Sars, 1901) (I. L. S. Medeiros e colaboradores, dados inéditos). A ocorrência de organismos zooplanctônicos raros para a região demonstra a importância de estudos em poças temporárias, uma vez que elas são capazes de comportar uma alta diversidade de organismos devido a sua marcada heterogeneidade (SEMINARA *et al.*, 2008).

Embora as comunidades zooplanctônicas das poças CM e SM tenham se apresentado de forma semelhante, quanto à composição (nMDS e similaridade de Jaccard, 70%), ao considerar a biomassa de Rotifera, Cladocera e Copepoda de forma isolada, pode-se observar diferenças claras nessas comunidades. No ambiente natural, o zooplâncton apresenta uma grande variação quanto à ecologia, com amplo espectro de hábitos alimentares, reprodutivos e de dispersão, e

habitando as mais diversas condições limnológicas (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008), características essas que podem responder aos padrões observados neste trabalho.

No presente estudo, a biomassa total de rotíferos foi, aproximadamente, quatro vezes superior nas poças SM que nas poças CM, embora a riqueza tenha sido igual para os dois ambientes (S=32). A dominância desse grupo sob as condições de águas-turvas pode estar relacionada com suas características oportunistas, uma vez que são organismos r-estrategistas, capazes de se estabelecer sob condições instáveis (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Além disso, este padrão já foi registrado em outros ambientes sob as mesmas condições de águas-turvas, e está principalmente relacionado à ausência de grandes organismos herbívoros (Cladocera), a qual permite o aumento de fontes alimentares para os rotíferos. Por exemplo, nas poças CM, a maior abundância desses microcrustáceos exercem grande pressão sobre os rotíferos, uma vez que competem pelos mesmos recursos (microalgas e perifiton), privando o segundo grupo de sua principal fonte de recursos (FUSSMANN, 1996), explicando a redução na biomassa de rotíferos em poças sob o estado de águas-claras. A ACC mostrou correlação positiva entre a concentração de clorofila- α e algumas espécies de Rotifera (e.g. *L. furcata*), reforçando o padrão de dominância desse grupo em ambientes com águas-turvas ricas em clorofila- α (FERREIRA *et al.*, 2018).

Nas poças SM, os maiores valores de biomassa foram observados para *Epiphanes clavulata* (Ehrenberg, 1831), *T. patina*, *P. patulus* e *L. mira*. Todas essas espécies têm em comum hábito não planctônico (KOSTE, 1978; SERAFIM-JÚNIOR *et al.*, 2016), sendo associadas ao bentos ou a macrófitas (CRISPIM & FREITAS, 2005; PINESE *et al.*, 2015). Logo sua dominância nas amostras pode estar relacionada à profundidade dos ambientes, uma vez que as poças SM são rasas, o que tornou mais fácil a amostragem. Esse fator, associado à maior concentração de clorofila- α nesses ambientes explica o “boom” na biomassa dos organismos, uma vez que existe maior quantidade de fontes alimentares (FERREIRA *et al.*, 2018), mesmo no fundo das poças.

Nas poças CM, apenas Bdelloidea e *P. vulgaris* apresentaram maiores biomassas sob condições de águas-claras. A presença da matéria orgânica fornecida pela vegetação ripária condiciona a atuação de diferentes organismos decompositores, como bactérias e fungos (WILLIAMS, 2005). Neste caso, a presença dos rotíferos Bdelloidea tem sido frequentemente associada aos sedimentos, onde consomem microrganismos em suspensão, ou aderidos ao substrato (RICCI, 1984). Além disso, embora existam registros que apontem a associação entre *P. vulgaris* e águas turvas (COTTENIE *et al.*, 2001), o que foi confirmado no presente estudo por sua indicação de alta turbidez nas poças SM, essa espécie é considerada generalista, ocorrendo tanto em ambientes dominados por macrófitas (águas-claras), quanto aqueles dominados por fitoplâncton (águas-turvas) (FERREIRA *et al.*, 2018).

Os Cladocera compõem o grupo de maior biomassa nas poças CM, alcançando valores três vezes maiores que nas poças SM. Como apontado pela ACC, todos os cladóceros foram

relacionados com os menores índices de turbidez, sólidos dissolvidos e clorofila- α , com destaque para *D. spinulosum*; esta espécie foi a mais representativa desse grupo nas poças CM, contribuindo diretamente na diferenciação entre os ambientes, conforme a análise de Simper. O mesmo padrão foi observado em poças temporárias na Caatinga paraibana (MELO & MEDEIROS, 2013), onde *D. spinulosum* também apresentou maior correlação e abundância em locais com maior transparência, ou seja, com baixa turbidez. Entretanto, esta mesma espécie também foi a mais abundante dentre os Cladocera, nos ambientes SM, indicando condições de alta turbidez pela análise de IndVal. Em ambientes aquáticos pernambucanos, essa espécie é generalista, sendo encontradas tanto em ambientes eutróficos quanto oligotróficos com diferentes índices de turbidez (MEDEIROS & MELO-JÚNIOR, 2016), sugerindo que ela pode indicar de forma ineficiente a variação de turbidez, por exemplo.

Outro grupo de destaque nas poças CM foram os Chydoridae, cuja biomassa superou em seis vezes à biomassa dessa mesma família nas poças SM. A morfologia das espécies dessa família e seu hábito alimentar raspador revelam uma forte relação com a presença de macrófitas (FRYER, 1968; COTTENIE *et al.*, 2001; PINESE *et al.*, 2015). A vegetação aquática (macrófitas) amplia a heterogeneidade ambiental, criando mais nichos para as espécies de Cladocera, favorecendo o estabelecimento de diversos grupos típicos (CRISPIM & FREITAS, 2005). Além disso, fornecem abrigo contra predadores planctívoros, tanto para os organismos pelágicos, quanto para os que vivem em associação (JEPPESEN *et al.*, 1997; BURKS *et al.*, 2002; SEMINARA *et al.*, 2008; COMPTE *et al.*, 2016; PADOVESI-FONSECA & REZENDE, 2017).

Quanto ao grupo dos Copepoda, os padrões observados foram distintos entre os grupos Calanoida e Cyclopoida. Para as poças CM, a biomassa de copépodes Calanoida foi cerca de duas vezes maior que nas poças SM. Esses organismos são considerados k-estrategistas, necessitando de ambientes mais estáveis para se desenvolverem e por serem mais seletivos quanto a alimentação (algas clorofíceas) são considerados ótimos indicadores de ambientes menos impactados (MELÃO, 1999; NOGUEIRA, 2001). E como apontado pelo IndVal e pela CCA, *N. cearensis* foi a única a indicar os ambientes CM e os fatores abióticos característicos de poças no estado de águas-claras (temperatura, condutividade, sólidos dissolvidos e clorofila- α baixos). MELO & MEDEIROS (2013) também apontaram maior associação dessa espécie com águas mais oxigenadas, como também ocorreu nas poças CM. De maneira geral, *N. cearensis* é uma espécie com ampla distribuição na região tropical, sendo frequentemente associada a ambientes oligotróficos, onde as águas são mais estáveis (PINTO-COELHO, 2004), embora já tenha sido associada a ambientes eutróficos (ver ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007).

Por outro lado, nauplius e copepoditos de Cyclopoida dominaram as poças SM, apresentando maiores biomassas que nas poças CM. As características limnológicas indicando condições de águas-turvas (maior condutividade, turbidez e sólidos em suspensão), confirmam a redução na riqueza desse grupo, com aumento na abundância de poucas espécies (SIMÕES *et al.*, 2011). E como mostrado no presente estudo,

a ACC também mostrou uma tendência à associação dos Cyclopoida com maiores valores de sólidos dissolvidos. A maior biomassa de Cyclopoida nesses ambientes pode ser resultado direto da maior concentração de clorofila- α , que pode ampliar a biomassa de rotíferos (NUNES *et al.*, 1996) e, conseqüentemente, favorecer os copépodes (PINTO-COELHO *et al.*, 2005), já que algumas espécies são especialistas e predadoras de rotíferos e outros pequenos invertebrados (COLE *et al.*, 2006; WALSH *et al.*, 2014).

Nas poças CM, um total de cinco espécies de Cyclopoida foram identificadas [*Mesocyclops longisetus* (Thiébaud, 1912), *Thermocyclops inversus* (Kiefer, 1936), *T. parvus* Reid, 1989, *T. tenuis* (Marsh, 1910) e *Tropocyclops prasinus* (Fisher, 1860)], enquanto nas poças SM foram identificadas apenas duas espécies, *M. longisetus* e *T. tenuis*. Espécies frequentemente registradas em poças temporárias (SIMÕES *et al.*, 2011; MELO & MEDEIROS, 2013). Essa maior riqueza pode ser explicada pela maior heterogeneidade e estabilidade das poças CM, já que a associação entre macrófitas e matéria orgânica de fundo cria condições ideais para o estabelecimento de maior variedade de copépodes Cyclopoida, como observado por SIMÕES *et al.* (2011). Além disso, esse grupo é menos susceptível à predação por apresentar diversas estratégias de fuga e seleção de microhabitats (COMPTE *et al.*, 2016).

Os ostrácodos, por outro lado, apresentaram grande densidade nas poças SM. A maior disponibilidade clorofila- α amplia as concentrações de algas para os Ostracoda, uma de suas principais fontes alimentares (MESQUITA-JOANES *et al.*, 2012). Além disso, a conseqüente presença de macrófitas emergentes e flutuantes (*Lemna* e *Azolla*) e a reduzida profundidade dos ambientes SM podem ter relação direta com a alta densidade desse grupo nas amostras, uma vez que os ostrácodos são habitantes comuns das comunidades perifíticas e bentônicas (MARTENS *et al.*, 2008). A suspensão de material de fundo durante a amostragem pode ter facilitado a captura desses organismos durante as coletas.

Entretanto, os morfotipos 1 e 2 de Ostracoda apresentaram altas densidades nas poças CM, sendo o morfotipo 2 considerado uma espécie detectora dessa categoria, segundo o IndVal. A ausência de grandes predadores nos ambientes CM pode reduzir a pressão exercida pela predação, garantindo o incremento na densidade desses ostrácodos (MARTENS *et al.*, 2008). Além disso, a maior heterogeneidade desses habitats e outras fontes alimentares disponíveis (*e.g.* maior quantidade de invertebrados mortos e detritos alóctones) podem ter favorecido as populações dessas espécies (MESQUITA-JOANES *et al.*, 2012).

Embora as condições bióticas e abióticas revelaram tendência a uma maior variabilidade de nichos e ampliação da diversidade de organismos nas poças CM, esse resultado não foi confirmado pela série de Hill, a qual apontou índices superiores ($q = 1, 2, 3, 4$ e 5) para as poças SM. Esses índices favorecem as espécies de maior abundância em detrimento das raras (CHAO *et al.*, 2014), logo pode-se inferir que a maior biomassa dos organismos nas poças SM ampliou sua diversidade, mesmo que o número de espécies tenha

sido superior nas CM. A maior concentração de clorofila- α apresenta efeito direto sobre a abundância de rotíferos e copépodes Cyclopoida, explicando esses padrões, como discutido anteriormente.

Esse estudo mostra indícios de que a mata ripária tem importante papel nos estados de águas turvas e claras propostos na teoria do equilíbrio alternativo, os quais favorecem, de forma diferenciada, distintas comunidades aquáticas. É possível concluir que a composição e a estrutura da comunidade zooplanctônica nas poças temporárias são influenciadas pela presença ou ausência de mata ripária, sendo a concentração de clorofila- α , turbidez e os sólidos totais dissolvidos os parâmetros determinantes nessas comunidades. A predominância de cladóceros, ostrácodos e copépodes Calanoida nas poças CM e sua relação com os parâmetros abióticos e clorofila- α reforça os padrões observados para ambientes com águas claras. Por outro lado, o domínio de Rotifera e copépodes Cyclopoida nas poças SM aponta ambientes com águas turvas. Estudos como esse, além de reforçar a existência de padrões ecológicos em poças temporárias, tem o objetivo de mostrar a importância desses ambientes como ampliadores da biodiversidade local, os quais devem ser protegidos, pois alterações na vegetação que recobre suas margens podem afetar toda a comunidade zooplanctônica associada, impactando inclusive espécies raras de microcrustáceos.

Agradecimentos. Os autores agradecem a equipe técnica da Estação Ecológica do Tapacurá e aos professores Francisco Marcante, Jaqueline Bianque e Geraldo Moura pelo suporte durante as etapas de campo, e aos mestrandos Alan Pedro de Araújo e Rogério Ferreira de Oliveira (PPGE/UFRPE), pela construção do mapa da área e auxílio no processo de coletas do material biológico. O estudo recebeu suporte da verba PROAP/Capes e os autores Ítalo Luã Silva Medeiros e Felipe Antonio dos Santos são bolsistas de mestrado da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes).

REFERÊNCIAS

- ALDEN, R. W.; DAHIYA, R. C. & YOUNG JR., R. J. 1982. A method for the enumeration of zooplankton subsamples. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 59(2-3):185-206.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES-GONÇALVES, J. L. & SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22(6):711-728.
- ANDRADE, E. V. E. DE; ALBERTIM, K. M. & MOURA, G. J. B. 2009. Primeiro registro do uso de Bromeliaceae por *Elachistocleis ovalis* (Schneider, 1799) (Anura: Microhylidae). **Biota Neotropica** 9(4):257-259.
- ARCOVA, F. & CICCIO, V. 1999. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Florestalis** 56:125-134.
- AZEVEDO, F.; DIAS, J. D.; BRAGHIN, L. S. M. & BONECKER, C. C. 2012. Length-weight regressions of the microcrustacean species from a tropical floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia** 24(1):1-11.
- BLAUSTEIN, L.; GARB, J. E.; SHEBITZ, D. & NEVO, E. 1999. Microclimate, developmental plasticity and community structure in artificial temporary pools. **Hydrobiologia** 392(2):187-196.
- BOTTRELL, H. H.; DUCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. A. 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal of Zoology** 24, 419-456.
- BURKS, R. L.; LODGE, D. M.; JEPPESEN, E. & LAURIDSEN, T. L. 2002. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. **Freshwater Biology** 47:343-365.

- CHAO, A.; CHIU, C. H. & JOST, L. 2014. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through hill numbers. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 45(1):297-324.
- COLE, J. J.; CARPENTER, S. R.; PACE, M. L.; VAN DE BOGERT, M. C.; KITCHELL, J. L. & HODGSON, J. R. 2006. Differential support of lake food webs by three types of terrestrial organic carbon. **Ecology Letters** 9(5):558-568.
- COMPTE, J.; MONTENEGRO, M.; RUHÍ, A.; GASCÓN, S.; SALA, J. & BOIX, D. 2016. Microhabitat selection and diel patterns of zooplankton in a Mediterranean temporary pond. **Hydrobiologia** 766(1):201-213.
- COTTENIE, K.; NUYTEN, N.; MICHELS, E. & DE MEESTER, L. 2001. Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds. **Hydrobiologia** 442:339-350.
- CPRH - AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE; SEPLAG - SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E GESTÃO. 2017. Produto 6 - Plano de Manejo do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Camucim, 03SDE0215. *In: Execução das ações necessárias à criação dos conselhos gestores e elaboração dos planos de manejo para os Refúgios de Vidas Silvestres: Mata de Tapacurá, Mata do Engenho Tapacurá, Mata do Outeiro do Pedro, Mata do Camucim e Mata Toró - São Lourenço da Mata/PE*. Curitiba, CPRH/SEPLAG. 208p.
- CRISPIM, M. C. & FREITAS, G. T. D. P. 2005. Seasonal effects on zooplanktonic community in a temporary lagoon of northeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 17(4):385-393.
- DE-CARLI, B. P.; ALBUQUERQUE, F. P.; MOSCHINI-CARLOS, V. & POMPÊO, M. 2018. Comunidade zooplancônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. **Iheringia, Série Zoológica** 108:e2018013.
- 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(6):715-725.
- DINIZ, L. P.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; ALMEIDA, V. L. DOS S. & MELO JÚNIOR, M. 2013. Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) of a temporary shallow pond in the Caatinga of Pernambuco, Brazil. **Nauplius** 21(1):65-78.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs** 67(3):345-366.
- DUNSON, W. A. & TRAVIS, J. 1991. The role of abiotic factors in community organization. **The American Naturalist** 138(5):1067-1091.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1997. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília, Editora Universa, Universidade Católica de Brasília. 156p.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S. & FÁTIMA, R. 2007. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis** 11(3):410-421.
- FIORUCCI, A. R. & FILHO, E. B. 2005. Oxigênio dissolvido: propriedades e solubilidade. **Química Nova na Escola** 22(4):10-16.
- FERREIRA, T. F.; CROSSETTI, L. O.; MOTTA MARQUES, D. M. L.; CARDOSO, L.; FRAGOSO, C. R. & VAN NES, E. H. 2018. The structuring role of submerged macrophytes in a large subtropical shallow lake: Clear effects on water chemistry and phytoplankton structure community along a vegetated-pelagic gradient. **Limnologia** 69:142-154.
- FRYER, G. 1968. Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative function morphology and ecology. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London** 269:137-274.
- FUSSMANN, G. 1996. The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities: an enclosure study. **Journal of Plankton Research** 18(10):1897-1915.
- JEPPENSEN, E.; JENSEN, J. P.; SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T.; PEDERSEN, L. J. & JENSEN, L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. **Hydrobiologia** 342/343:151-164.
- JESPERSEN, A. M. & CHRISTOFFERSEN, K. 1987. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as an extraction solvent. **Archiv für Hydrobiologie** 109:445-454.
- KOSTE, W. 1978. **Rotatoria, Die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk**. 2ed. Berlin, Gebrüder Borntraeger. 673p.
- MARTENS, K.; SCHÖN, I.; MEISCH, C. & HORNE, D. J. 2008. Global diversity of ostracods (Ostracoda, Crustacea) in freshwater. **Hydrobiologia** 595:185-193.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1986. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia** 46(3):527-553.
- MEDEIROS, I. L. S. & MELO-JÚNIOR, M. 2016. Composição e síntese dos conhecimentos sobre o zooplâncton de reservatórios de Pernambuco. **Revista Nordestina de Zoologia** 10(1):44-69.
- MEDEIROS, E. S. F.; NOIA, N. P.; ANTUNES, L. C. & MELO, T. X. 2011. Zooplankton composition in aquatic systems of semi-arid Brazil: Spatial variation and implications of water management. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences** 6(4):290-302.
- MELÃO, M. G. G. 1999. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. *In: PÔMPEO, M. L. M. ed. Perspectivas na Limnologia do Brasil*. São Luís, Gráfica e Editora União, p. 45-57.
- MELO, T. X. & MEDEIROS, E. S. F. 2013. Spatial distribution of zooplankton diversity across temporary pools in a semiarid intermittent river. **International Journal of Biodiversity** 2013:1-13.
- MELO JÚNIOR, M. DE; MELO, P. A. M. C.; ALMEIDA, V. L. DOS S.; PARANHOS, J. D. N.; SILVA FILHO, J. P. & NEUMANN-LEITÃO, S. 2015. Invertebrados planctônicos límnicos e marinhos. *In: LIMA, M. S. C. S.; CARVALHO, L. S. & PREZOTO, F. org. 2015. Métodos em ecologia e comportamento animal*. Teresina, EDUFPI, p. 52-75.
- MESQUITA-JOANES, F.; SMITH, A. J. & VIEHBERG, F. A. 2012. The ecology of Ostracoda across levels of biological organisation from individual to ecosystem: a review of recent developments and future potential. *In: HORNE, D. J.; HOLMES, J. A.; RODRIGUEZ-LAZARO, J. & VIEHBERG, F. A. Development in Quaternary Sciences* 17:15-35.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; PEREIRA, D.; WISNIEWSKI, M. & POMPÊO, M. L. M. 2008. The planktonic community in tropical interdunal ponds (Lençóis Maranhenses National Park, Maranhão State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 20(2):99-110.
- NAIMAN, R. J. & DÉCAMP, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review Ecological System** 28:621-658.
- NILSSON, A. N. & SVENSSON, B. W. 1995. Environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. **Hydrobiologia** 308:183-196.
- NOGUEIRA, M. G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** 455:1-18.
- NUNES, M. A.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; ROBERTO, M. C. & RODRIGUES, L. 1996. Composição e abundância do zooplâncton de duas lagoas do horto florestal Dr. Luiz Teixeira Mendes, Maringá, Paraná. **Acta Limnologica Brasiliensia** 8:207-221.
- OMORI, M. & IKEDA, T. 1984. **Methods in marine zooplankton ecology**. New York, John Wiley. 332p.
- PACE, M. L. & ORCUTT, J. D. J. R. 1981. The relative importance of protozoans, rotifers and crustacean in a freshwater zooplankton community. **Limnology and Oceanography** 26:822-830.
- PADOVESI-FONSECA, C. & REZENDE, R. DE S. 2017. Factors that drive zooplankton diversity in Neo-Tropical Savannah shallow lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia** 29(e15).
- PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G. A.; PREVIATELLI, D.; NOGUEIRA, M. G. & DA ROCHA, C. E. F. 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of "de la Plata" River Basin (South America). **ZooKeys** 111(497):1-111.
- PINESE, O. P.; PINESE, J. F. & CLARO, K. DEL. 2015. Structure and biodiversity of zooplankton communities in freshwater habitats of a Vereda Wetland Region, Minas Gerais, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 27(3):275-288.

- PINTO-COELHO, R. M. 2004. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. *In: BICUDO, C. E. DE M.; BICUDO, D. C. DE. orgs. Amostragem em Limnologia*. São Carlos, RIMA, p. 149-166.
- PINTO-COELHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F. & MORAIS-JR., C. A. 2005. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology* **65**(2):325-338.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2018. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN3-900051-07-0. Disponível em <https://www.R-project.org>. Acessado em 10.08.2018.
- RICCI, C. 1984. Culturing of some bdelloid rotifers. *Hydrobiologia* **112**:45-51.
- RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers, *Archiv fur Hydrobiologie* **8**:71-77.
- SCHEFFER, M. 1991. Fish and nutrients interplay determines algal biomass: A minimal model. *Oikos* **62**(3):271-282.
- SCHEFFER, M. 2004. *Ecology os Shallow Lakes*. Springer Netherlands, Berlin. 357p.
- SCHEFFER, M.; HOSPER, S. H.; MEIJER, M. L.; MOSS, B. & JEPPESEN, E. 1993. Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Tree* **8**(8):275-278.
- SCHWARTZ, S. S. & JENKINS, D. G. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology* **34**:03-08.
- SEMINARA, M.; VAGAGGINI, D. & MARGARITORA, F. G. 2008. Differential responses of zooplankton assemblages to environmental variation in temporary and permanent ponds: Zooplankton of temporary and permanent ponds. *Aquatic Ecology* **42**(1):129-140.
- SERAFIM-JÚNIOR, M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; LOPES, R. M. & PERBICHE-NEVES, G. 2016. Continuity effects on rotifers and microcrustaceans caused by the construction of a downstream reservoir in a cascade series (Iguaçu River, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* **76**(2):279-291.
- SIMÕES, N. R.; RIBEIRO, S. M. M. S. & SONODA, S. L. 2011. Diversity and structure of microcrustacean assemblages (Cladocera and Copepoda) and limnological variability in perennial and intermittent pools in a semi-arid region, Bahia, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* **101**(4):317-324.
- TAKEDA, A. M.; SOUZA-FRANCO, G. M.; MELO, S. M. & MONKOLSKI, A. 2003. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). *In: THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. eds. 2003. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, Universidade Estadual de Maringá, p. 243-260.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo, Oficinas de Textos. 631p.