



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
TROPICAIS



SIMONE SOARES SILVA

ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE AMEBAS
TESTÁCEAS (AMOEBOZOA: RHIZOPODA) EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA TROPICAL

ILHÉUS – BAHIA
2016

SIMONE SOARES SILVA

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE AMEBAS
TESTÁCEAS (AMOEBOZOA: RHIZOPODA) EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA TROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Santa Cruz, para obtenção do título de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Área de concentração: Ecologia de comunidades e ecossistemas aquáticos tropicais

Orientador: Prof. Dr^a. Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro

Coorientador: Prof. Dr. Márcio Borba da Silva

**ILHÉUS – BAHIA
2016**

SIMONE SOARES SILVA

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE AMEBAS
TESTÁCEAS (AMOEBOZOA: RHIZOPODA) EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA TROPICAL**

Banca Examinadora

Dr^a. Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro (Orientador)
UESC

Dr^a. Geziele Mucio Alves (Docente Externo)
Faculdade Ingá/UNINGÁ

Dr^a. Gecely Rodrigues Alves Rocha (Docente Interno)
UESC

Ilhéus – Bahia, 11/03/2016

S586

Silva, Simone Soares.

Estrutura e dinâmica da assembleia de amebas testáceas (Amoebozoa : Rhizopoda) em uma bacia hidrográfica tropical / Simone Soares Silva. – Ilhéus, BA: UESC, 2016.

58f. : Il.

Orientadora: Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais
Inclui referências e apêndice.

1. Ameba. 2. Protozoários. 3. Ecologia de água doce. I. Título.

CDD 579.432

*Aos meus pais e meus
irmãos, pelo amor e por toda
alegria que já me proporcionaram.
Aos meus avós Benta e Nestor por rezarem
por mim e me ajudar de todas as formas e por
ter me dado o pai maravilhoso que tenho.
E aos meus avós maternos, Mita e
José (in memorian), por todo aprendizado e por ter me
presenteado com a melhor mãe do mundo.
Tenho certeza que olham por mim. Saudades...
Amo Vocês!!!*

Ainda que eu tivesse o dom da profecia, o conhecimento de todos os mistérios e de toda ciência; ainda que eu tivesse toda a Fé, a ponto de transportar montanhas, se eu não tivesse o amor, eu não seria nada. (Coríntios, 1:13)

Agradecimentos

À Deus, por estar comigo em todos os instantes e por ter colocado pessoas maravilhosas ao meu lado, sempre iluminando meu caminho para que pudesse concluir mais uma etapa da minha vida.

À minha grande família, em especial a meus pais Valdemi e Nildete, orgulho da minha vida, por sempre serem dedicados, estando sempre ao meu lado, apoiando e oferecendo muito amor para seguir em frente, pois sem essa base seria difícil trilhar esse caminho.

Aos meus irmãos Ramona e Vitor, por toda compreensão e incentivo. Amo vocês!

À minha orientadora, Prof. Dr. Sylvia, pelo modelo de ética e profissionalismo, pela amizade, confiança, dedicação e paciência. Sou eternamente grata pelas valiosas contribuições que ajudaram na minha formação profissional e pessoal.

À meu coorientador, prof. Dr. Márcio Borba, pela amizade, parceria e atenção em minha vida acadêmica e profissional, desde o período da graduação.

À Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC e ao Programa de pós graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, pela oportunidade e incentivo.

Aos docentes do PPGSAT pelas discussões e trocas de experiência durante o todo o percurso.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia pela concessão da bolsa.

À prof. Dr. Daniela Mariano pela parceria com o projeto e pela contribuição durante o trabalho.

Ao Prof. Dr. Pedro Melo pelo apoio e contribuições durante o desenvolvimento do trabalho e pelo exemplo pessoal e profissional.

Ao prof. Dr. Nadson, pela contribuição com as análises estatísticas, sempre de maneira prestativa, pela atenção e valiosas críticas e sugestões.

Aos membros da banca examinadora por aceitar o convite e pelas valiosas críticas e sugestões.

À Thaís, Pedro, Lucas, Gabriel e a todos os motoristas da UESC, pelo auxílio em campo e por tornar essa etapa prazerosa.

Ao Laboratório de Biogeoquímica, pelas análises laboratoriais dos dados abióticos.

À minha amiga-irmã Ane por todo apoio e sobretudo pelo convívio diário e compreensão durante os momentos mais lindos e difíceis dessa caminhada na Pós-graduação.

Aos colegas de curso, em especial Ane, Caio, Lorena, Khamilla e Celimarcos pelo carinho, amizade compreensão e momentos de descontração.

À todos os meus amigos, os novos (ilheenses) e os de sempre, pelo total apoio e positividade!

Por fim, agradeço a todos que contribuíram, direta ou indiretamente durante toda essa caminhada!

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Principais rios e localização dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, BA. Rio Colônia = P1, P2 e P3; Rio Salgado = P4, P5 e P6; Rio Cachoeira = P7, P8 e P9. 21
- Figura 2. Dados de precipitação acumulada (mm) nas semanas que antecederam as coletas na BHRC. 27
- Figura 3. Distribuição dos pontos amostrais nos Eixos I-II da Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais. Vetores: pH = pH; Temp = Temperatura da água; Cond = Condutividade elétrica; Chl-*a* = Clorofila-*a*; OD = Oxigênio dissolvido; NID = Nitrogênio inorgânico dissolvido; PID = Fósforo inorgânico dissolvido, Sil = Silicato e Prec = Precipitação. C1 = Campanha 1; C2 = Campanha 2; C3 = Campanha 3; C4 = Campanha 4. 29
- Figura 4. Densidade média (ind m⁻³) de amebas testáceas nas campanhas C1, C2, C3 e C4, rios RS=Rio Salgado, RCO = Rio Colônia e RCA = Rio Cachoeira, e período de maior e menor precipitação, maior= >PREC e menor = <PREC na BHRC. As barras representam os valores de máximo e mínimo, a linha contínua representa a mediana e linha tracejada a média. p = nível de significância. 30
- Figura 5. Biomassa média (µg C m⁻³) de amebas testáceas nas campanhas C1, C2, C3 e C4, rios RS=Rio Salgado, RCO = Rio Colônia e RCA = Rio Cachoeira, e período de maior e menor precipitação, maior= >PREC e menor = <PREC na BHRC. As barras representam os valores de máximo e mínimo, a linha contínua representa a mediana e linha tracejada a média. p = nível de significância. 31
- Figura 6. Ordenação (MDS) dos pontos amostrais em função da composição das espécies de amebas testáceas na BHRC. 1 = período de maior precipitação e 2 = períodos de menor precipitação. 36
- Figura 7. Análise de redundância (RDA) realizada entre a assembleia de amebas testáceas e as variáveis abióticas na BHRC. PREC (Precipitação), COND (Condutividade), OD (Oxigênio Dissolvido), PID (fosfato) e Sil (silicato). Os pontos amostrais (em verde) estão representados pelas siglas dos rios (RS, RCA e RCO) seguidos pelo número do ponto amostral (1 a 9) e pelo número da campanha (1 a 4). A abreviatura das espécies (em vermelho) está representada pela primeira letra do gênero e duas letras da espécie. 38
- Figura 8. Boxplot de distâncias entre centroides e representação bi-dimensional da PCoA da diversidade β das assembleias de amebas testáceas e em cada rio da BHRC. Linha contínua = mediana; linha tracejada = valores extremos; Rio Cachoeira = RCA, Rio Colônia = RCO, Rio Salgado = RS. 39
- Figura 9. Boxplot de distâncias entre centroides e representação bi-dimensional da PCoA da diversidade β das assembleias de amebas testáceas em cada campanha na BHRC. Linha contínua = mediana; linha tracejada = valores extremos; Campanhas = C1, C2, C3 e C4. 40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis limnológicas registradas ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira. OD: Oxigênio Dissolvido; Temp: Temperatura; Cond: Condutividade; NID: Nitrogênio Inorgânico Dissolvido; PID: Fósforo Inorgânico Dissolvido; Chl-*a*: Clorofila- *a*; Sil: Silicato; Máx: Valor máximo; Min: Valor mínimo; MD: Média e DP: Desvio padrão; RCA: Rio Cachoeira; RS: Rio Salgado; RCO: Rio Colônia; C1: Campanha 1; C2: Campanha 2; C3: Campanha 3; C4: Campanha 4. 27

Tabela 2. Coeficientes de correlação linear das variáveis ambientais com os três eixos principais obtidos na Análise de Componentes Principais. Valores em negrito indicam correlações significativas. 28

Tabela 3. Lista das espécies de amebas testáceas registradas na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira. Abundância relativa (AR%) das espécies em cada Rio e o Índice de Constância (IC%) para cada espécie. * = espécies ocasionais; ** = espécies acessórias e *** = espécies constantes. 32

Tabela 4. Diversidade- γ e α e Índice de Constância (%) das espécies de amebas testáceas para os rios Salgado (RS), Colônia (RCO) e Cachoeira (RCA), campanhas (C1, C2, C3 e C4), período de maior e menor precipitação (> e < Prec) e toda a bacia (BHRC). 34

Tabela 5. Análise das espécies indicadoras (IndVal) para os grupos: Campanhas (C1, C2, C3 e C4), Períodos (maior precipitação = >Prec e menor precipitação = <Prec) e Rios (RS = Rio Salgado, RCO = Rio Colônia e RCA = Rio Cachoeira) (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$). 35

Tabela 6. Comparação pareada (pairwise tests) da Análise de similaridade (ANOSIM) da assembleia de amebas testáceas da BHRC entre as campanhas (C1,C2,C3 e C4). Os valores em negrito indicam $p < 0,05$ 36

Tabela 7. Porcentagem de contribuição (SIMPER) das espécies de amebas testáceas para a similaridade média (Bray-Curtis) das assembleias em cada campanha e períodos de precipitação na BHRC. C1 = campanha 1, C2 = campanha 2, C3 = campanha 3 e C4 = campanha 4; >Prec = maior precipitação e <Prec = menor precipitação. 37

APÊNDICE

Apêndice 1. Densidade (ind m ⁻³) e biomassa (µgC m ⁻³) de amebas testáceas da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (Rios Salgado, Colônia e Cachoeira).	60
--	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	19
2.1 <i>Objetivo Geral</i>	19
2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 <i>Área de Estudo</i>	20
3.2 <i>Estratégia de amostragem e variáveis analisadas</i>	22
3.3 <i>Análise dos dados biológicos</i>	23
3.4 <i>Análise da estrutura das assembleias</i>	23
3.5 <i>Análise estatística</i>	24
4. RESULTADOS	26
4.1 <i>Dados Ambientais</i>	26
4.2 <i>Densidade de amebas testáceas</i>	29
4.3 <i>Biomassa de amebas testáceas</i>	30
4.4 <i>Composição da assembleia de amebas testáceas</i>	32
4.5 <i>Influência dos fatores ambientais sobre a assembleia de amebas testáceas</i>	37
4.6 <i>Diversidade β</i>	39
5. DISCUSSÃO	40
6. CONCLUSÃO	49
7. REFERÊNCIAS	49
8. APÊNDICE	60

RESUMO

A busca de padrões de variação na distribuição e ocorrência em comunidades biológicas é um dos principais objetivos dos ecólogos. Este conhecimento fornece informações necessárias para embasar ações de conservação e minimizar a perda da biodiversidade. O presente estudo teve como objetivo descrever a estrutura, composição e dinâmica da assembleia de amebas testáceas na bacia tropical do Rio Cachoeira. As amostragens foram realizadas bimestralmente, em quatro campanhas, de novembro/2014 a maio de 2015, em nove pontos amostrais ao longo dos rios Colônia, Salgado e Cachoeira. As seguintes variáveis ambientais foram consideradas: precipitação, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, clorofila-*a*, nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos e silicato. Foi predito que a assembleia de amebas testáceas seria estruturada pelas condições hidrológicas da BHRC, assim, esperou-se que as assembleias apresentassem variações entre os rios, e nos diferentes períodos de precipitação, e ainda, que no período de níveis mais elevados de precipitação, a redução da heterogeneidade ambiental reduziria a diversidade beta. O total de 68 *taxa* de amebas testáceas foi identificado e 60,9 % das espécies eram ocasionais. A análise de redundância revelou as variáveis que mais contribuíram para a formação da estrutura da assembleia de amebas testáceas: condutividade, precipitação, temperatura, fósforo inorgânico dissolvido e silicato. As assembleias de amebas testáceas apresentaram variações significativas na densidade e biomassa entre as campanhas e os maiores valores foram registrados na primeira campanha. Os resultados das análises de diversidade β evidenciaram uma homogeneização biótica das espécies de amebas testáceas na bacia. A composição das espécies foi uniforme em grande escala. Estes resultados enfatizam o papel das interações biológicas e sugerem que as assembleias são dominadas por um limitado conjunto de espécies competitivamente superiores. A pequena variabilidade na composição das assembleias de amebas testáceas entre os rios, demonstra uma elevada substituição de espécies entre os rios e que a dispersão das espécies na bacia não é limitada.

Palavras-chave: Diversidade β , Protozooplâncton, Homogeneização biótica.

ABSTRACT

The search of variation patterns in the distribution and occurrence of biological communities is a major goal of ecologists. This knowledge provides necessary information for supports conservation actions and to mitigate biodiversity loss. This study aimed to describe the structure, composition, and dynamic of testate amoebae assembly in the tropical basin of the Cachoeira River. Samples were taken bimonthly, in four campaigns, from November/2014 to May/2015, at nine sample points distributed in the rivers Colonia, Salgado, and Cachoeira. The following environmental variables were considered: precipitation, temperature, dissolved oxygen, conductivity, pH, chlorophyll-*a*, inorganic nitrogen and phosphorus dissolved, and silicate. It was predicted that the testate amoebae assembly were structured by the hydrological conditions of the basin, so, it was expected that assemblies revealed variations among the rivers, and among different precipitation periods, and also, that in the period of higher level of precipitation the reduction of environmental heterogeneity would decrease the beta diversity. The total of 68 taxa of testate amoebae was identified and 60.9% of the species were considered occasional. The redundancy analysis revealed the variables that most account for the structure of the testate amoebae assembly: conductivity, precipitation, temperature, inorganic phosphorus dissolved and silicate. Testate amoebae assemblies presented significant variations in the density and biomass between campaigns, and the highest values were observed on the first campaign. Results of β diversity analysis showed a biotic homogenization of the testate amoebae species in the basin. Species composition was uniform over a large scale. The results emphasize the role of biological interactions and suggest that assemblies are dominated by a limited suite of competitively superior species. The small variability in the composition of the testate amoebae assemblies among the rivers shows a high turnover of species among the rivers and that the species dispersion on the basin is not limited.

Key words: β -diversity, Protozooplankton, Biotic homogenization.

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes de água doce englobam as águas de superfície, tais como: lagos naturais e/ou artificiais, rios e córregos, e, as águas subterrâneas. Os rios são designados como ecossistemas abertos e dinâmicos de água corrente, regulados por sua área de drenagem, as quais são denominadas de bacias hidrográficas (MEYBECK; HELMER, 1992; WETZEL, 2001).

Esses ecossistemas lóticos apresentam gradientes de condições ambientais, com modificações na temperatura, profundidade, material em suspensão, volume, largura e vazão dos corpos hídricos capazes de regular os processos bióticos ao longo do rio (VANNOTE et al., 1980). Essas modificações refletem na composição e estrutura das comunidades bióticas presentes (ALLAN, 1995; VANNOTE et al., 1980; WETZEL, 2006).

O conhecimento da ecologia das águas continentais requer amplo entendimento da estrutura e funcionamento de suas principais comunidades. Grande parte dos estudos com comunidades planctônicas de água doce na América do Sul estão concentrados em lagos e reservatórios, enquanto o plâncton de ambientes lóticos em geral é pouco pesquisado, e a maioria dos estudos é concentrada em rios de grande porte (FULONE et al., 2008).

Em relação aos organismos planctônicos estudados, a comunidade protozooplânctônica (protoctistas heterotróficos) atualmente é a menos evidenciada. Esta lacuna deve-se principalmente às dificuldades metodológicas envolvidas com a coleta e a identificação destes organismos (ESTEVES, 2011; WETZEL 2006).

O desenvolvimento do protozooplâncton em ambientes lóticos é determinado por fatores físicos, químicos e biológicos como: temperatura, troca de gases, íons, predação e competição (SILVA; TRAIN; RODRIGUES, 2001).

O protozooplâncton desempenha um papel fundamental no fluxo de elementos e de energia nas comunidades aquáticas (CARON, 2001; PORTER et al., 1985). Estes controlam as populações microbianas e são fonte de alimento para os organismos de níveis tróficos superiores, além de agirem como remineralizadores e recicladores de nutrientes em ambientes aquáticos (BEAVER; CRISMAN, 1989; SIEBURTH et al., 1978). Além disso, são frequentemente utilizados como bons indicadores biológicos, por responderem a alterações físicas e químicas da água (FOISSNER, 2008; PAERL et

al., 2003), uma vez que apresentam ciclo de vida curto, tamanho pequeno, ocorrem em vários ambientes e são sensíveis ao estresse ambiental (CAIRNS JUNIOR et al., 1993).

Dentre os protoctistas que integram o zooplâncton, as amebas testáceas (Amoebozoa: Rhizopoda), também conhecidas como tecamebas, constituem um grupo funcional polifilético de organismos unicelulares aquáticos de vida livre. São considerados organismos cosmopolitas e distribuem-se nos mais diversos ambientes de água doce (rios, lagos e represas), como também estão associadas a solos úmidos, turfeiras, musgos terrestres, folhas axilares de bromeliáceas, ocorrendo, também em áreas de influência marinha (OGDEN; HEDLEY, 1980; PATTERSON, 1985; SMITH, 2008).

As tecamebas caracterizam-se pela presença de uma carapaça (teca) que protege a célula, a qual possui uma abertura denominada piloma ou pseudostoma, por onde estendem seus pseudópodes, que são estruturas que auxiliam na locomoção e na captura de alimentos (OGDEN; HEDLEY, 1980). A teca pode ser robusta ou delicada, ornamentada com espinhos, cornos ou denticulos, e dependendo do gênero, composta por materiais de origem endógena ou exógena, formada por material silicoso ou partículas aglutinadas como grãos de quartzo e outros minerais encontrados no ambiente (MADRID, 2006; MEDIOLI, 1990; OGDEN; HEDLEY, 1980).

A morfologia da teca tem importância taxonômica, sendo considerada uma ferramenta essencial para identificação desses organismos. Além disso, o tipo morfológico da concha também é relevante para a compreensão da ocorrência de amebas testáceas em compartimentos planctônicos, uma vez que muitas espécies têm como hábitat preferencial macrófitas e sedimento (VELHO et al., 2003; ALVES et al., 2012; LANSAC- TÔHA et al., 2014)

Este grupo de rizópodes, abundante na maioria dos ecossistemas aquáticos e terrestres, apresenta uma grande produção de biomassa e seu tamanho e tempo de geração permitem investigações sobre processos demográficos, tanto em escala espacial quanto temporal. Por estas e várias outras características, acredita-se que representam uma importante contribuição no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, através do consumo direto de outros microrganismos e de detritos (GOMES; SOUZA, 2008; HARDOIM, 1997).

A utilização de amebas testáceas tem se mostrado eficiente em análises ecológicas, paleoecológicas, hidrodinâmicas e de monitoramento ambiental, pois são organismos que apresentam uma grande sensibilidade a mudanças de fatores físico-

químicos, que por sua vez podem refletir diretamente na composição da população ou na ornamentação das tecas (SCOTT et. al, 2001; LAUT, 2007; ALVES et al., 2012; LANSAC-TÔHA et al., 2014).

De acordo com Gallegos-Neyra (2014), as principais ameaças às amebas testáceas são as mudanças climáticas, o aumento da radiação ultravioleta e o impacto de atividades humanas. Ao longo do tempo, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados em diferentes escalas, devido à influência de inúmeras atividades. Os rios integram o que acontece nas áreas de entorno, considerando-se o uso e ocupação do solo. Assim, suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre os impactos das ações do homem (CALLISTO, 2001; BLEICH, 2009).

O enriquecimento contínuo de nutrientes (compostos químicos ricos em nitrogênio e/ou fósforo) no entorno da bacia de drenagem é um processo natural de “eutrofização” responsável pela manutenção da biota aquática e reflete a qualidade da água. Porém, quando esse processo é acelerado por atividades antrópicas é denominado “eutrofização cultural”, podendo provocar o desequilíbrio ambiental e afetar a estabilidade do ecossistema (CARPENTER, 1998; TUNDISI, 2008; MUKHERJEE; NIVEDITA; MUKHERJEE, 2010).

Tal degradação ambiental resultante da perda de habitats, o aumento de atividades agrícolas, lançamento de efluentes domésticos *in natura*, construção de barragens e reservatórios alteram o estado trófico do ambiente e estão entre as principais ameaças da perda de biodiversidade nos sistemas aquáticos (AGOSTINHO, 2005; ALLAN; FLECKER, 1993; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003).

Biodiversidade é um conceito com múltiplos significados e com atributos que podem ser mensurados de diversas maneiras (BUCKLAND et al., 2005). Gotelli e Colwell (2011) definem biodiversidade como a variedade de vida, em todos os níveis de organização, em uma determinada área de estudo, classificados por critérios evolutivos (filogenéticos) e ecológicos (funcionais). Entretanto, Leinster e Cobbold (2012) enfatizam que há uma incompatibilidade na compreensão do termo biodiversidade como variedade da vida e os índices de diversidade utilizados pelos biólogos. Segundo estes autores, associada à ideia de diversidade existe o conceito de "distância", ou seja, alguma medida da dissimilaridade dos recursos em questão.

Whittaker (1960, 1972) foi o pioneiro a discutir sobre a organização da diversidade de espécies no espaço e a utilizar a medida de dissimilaridade ecológica. Ele

descreveu a diversidade α como diversidade local (em um determinado ponto amostral), frequentemente medida através da riqueza de espécies (ou índices que levam em conta as frequências relativas das espécies, índices de diversidade, ou de dominância). A diversidade γ como diversidade regional (toda a diversidade existente em uma região) e a diversidade β , definida como a variação na composição de espécies entre diferentes locais em uma região de interesse. Esse conceito de diversidade β pode ser usado para examinar as alterações da diversidade em uma comunidade ao longo do gradiente espacial ou em uma escala temporal. Assim, quanto mais heterogênea a comunidade, ou seja, quanto menos espécies em comum houver ao longo do gradiente espacial ou temporal, maior será a diversidade β (MAGURRAN, 2004).

O estudo da diversidade tem duas potenciais aplicações práticas: na conservação ambiental e no monitoramento ambiental. Na primeira, sustentada pela ideia de que comunidades ricas em espécies refletem um ecossistema saudável e, na segunda, quando pressupõe que os efeitos adversos de poluição serão refletidos na redução da diversidade de espécies ou por uma mudança na forma da distribuição de abundância das espécies (MAGURRAN, 1988).

Legendre et al. (2005, 2014) enfatizam o conceito-chave da diversidade β para a compreensão e o funcionamento dos ecossistemas, tanto na conservação da biodiversidade como na gestão do ecossistema. Os autores relatam, que para uma gestão adequada dos ecossistemas é necessário entendermos os processos pelas quais a diversidade β é criada e mantida.

Legendre et al. (2005) enfatizam três principais hipóteses frequentemente utilizadas para explicar a origem e a manutenção da diversidade β : (1) Na primeira, que salienta o papel das interações biológicas em comunidades dominadas por um conjunto de espécies competitivamente superiores, a composição das espécies será uniforme em grandes áreas e a diversidade β será pequena (Modelo Nulo - PITMAN et al., 1999; 2001). (2) Na segunda, que enfatiza a dispersão histórica de espécies espacialmente limitadas em comunidades onde todas as espécies são igualmente competitivas, a composição das espécies variará de forma aleatória e, neste caso, as diferenças serão criadas através dispersão espacial limitada de espécies sorteadas aleatoriamente a partir de uma meta comunidade (Teoria da Neutralidade - HUBBELL, 2001). (3) Na terceira, que enfatiza o controle ambiental, a distribuição das espécies na comunidade será

formada por “mosaicos” relacionados às características ambientais locais (Teoria dos Nichos - WHITTAKER, 1956; HUTCHINSON, 1957; TUOMISTO et al., 1995).

A Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira está situada na região Sul da Bahia, possui uma grande extensão e abrange os principais municípios dessa região. Seu entorno é representado por uma diversidade de áreas agrícolas que se distingue por possuir diferentes características naturais e sistemas de ocupação antrópica (NACIF et al., 2000).

As características hidrológicas atuais da BHRC refletem o intenso processo de eutrofização, provocando alterações no funcionamento do seu ciclo hidrológico. A degradação da área, devido à retirada da vegetação natural, às práticas agrícolas, e ao despejo de efluentes urbanos, está entre os principais fatores que vêm contribuindo para a modificação desse ecossistema natural (KLUMPP et al., 2002; SCHIAVETTI; SCHILLING; OLIVEIRA, 2002).

O único estudo realizado sobre amebas testáceas nesta bacia foi o de Silva et al. (2009) que registraram 112 de *taxa* de amebas testáceas associadas a macrófitas *Eichhornia crassipes* no Rio Cachoeira. Entretanto, não existem avaliações das tecamebas no compartimento planctônico para Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC).

As alterações no funcionamento hidrológico que podem afetar a dinâmica e o estado trófico dos rios que compõem a BHCR, juntamente com a falta de estudos sobre as tecamebas no compartimento planctônico da BHRC é por si só razão suficiente para o desenvolvimento deste trabalho, aliada à grande extensão e diversidade de áreas e às características hidrológicas distintas entre os rios, torna o estudo ainda mais interessante.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Caracterizar a estrutura e dinâmica das assembleias de amebas testáceas em uma bacia hidrográfica na região tropical brasileira.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a densidade, biomassa e diversidade das assembleias de amebas testáceas nos rios Colônia, Salgado e Cachoeira, quanto aos períodos hidrológicos e campanhas;
- Verificar a influência das variáveis ambientais sobre a assembleias de amebas testáceas nos rios, períodos de maior e menor precipitação e campanhas;

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira é considerada a maior bacia que integra as Bacias Hidrográficas do Leste e está localizada entre as coordenadas 14°42' - 15°20' S e 39°01' - 40°09' W. Situada na porção leste da região sudeste do estado da Bahia, a BHRC é limitada ao norte pelas bacias dos rios Almada e Contas, ao sul, pelas bacias dos rios Pardo e Una, a oeste pela bacia do rio Pardo e a leste, pelo oceano Atlântico (PAULA; SILVA; SOUZA, 2012; NACIF, 2000) (Figura 1).

Possui uma área de drenagem de aproximadamente 4.830 km², abrangendo os municípios de Ilhéus, Itabuna, Itapetinga, Itororó, Firmino Alves, Floresta Azul, Jussari, Itaju do Colônia, Ibicaraí, Itapé, Itabuna, Lomanto Júnior e Santa Cruz da Vitória, com uma população de aproximadamente 600.000 habitantes, concentrada nas principais cidades de Itabuna e Ilhéus (LUCIO; SANTOS; SILVA, 2012).

Os principais rios formadores da BHRC são: Rio Colônia, Salgado e Cachoeira. O Rio Colônia, cuja nascente está localizada na Serra da Ouricana (Itororó) a uma altitude de 800m, após percorrer 100km de extensão, banhando os municípios de Itororó, Itaju do Colônia e Itapé, tem sua confluência com o Rio Salgado no município de Itapé (BAHIA, 2001; HARUM, 2008).

O Rio Salgado, cuja nascente está localizada no município de Firmino Alves, possui um curso de aproximadamente 64 km, cruza os municípios de Santa Cruz da Vitória, Floresta Azul e Ibicaraí, e deságua no município de Itapé (HARUM, 2008).

O Rio Cachoeira nasce da confluência dos Rios Colônia e Salgado no município de Itapé. Em seu percurso de 50 km em direção ao litoral banha os municípios de Itapé, Itabuna e Ilhéus, e antes de desaguar no Oceano Atlântico, recebe a contribuição dos Rios Santana e Fundão formando o complexo estuarino do Rio Cachoeira (BAHIA, 2001; HARUM, 2008).

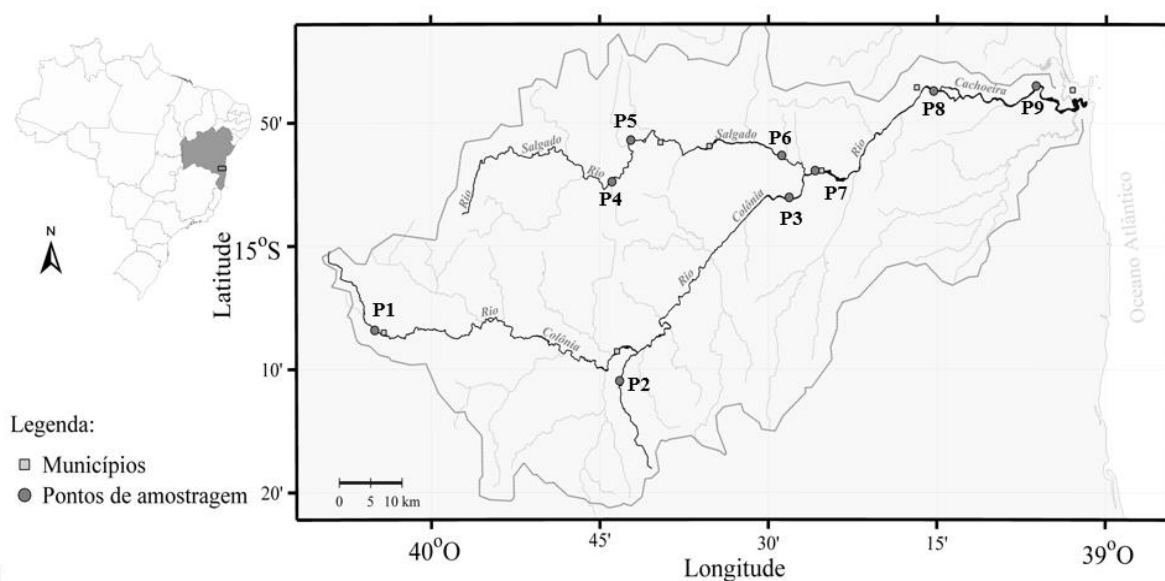


Figura 1. Principais rios e localização dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, BA. Rio Colônia = P1, P2 e P3; Rio Salgado = P4, P5 e P6; Rio Cachoeira = P7, P8 e P9.

A bacia hidrográfica do Rio Cachoeira está submetida a dois sistemas climáticos, a porção oeste da bacia está inserida na faixa climática do tipo Aw (Tropical com estação seca), caracterizada pela ocorrência de um período seco nos meses de agosto a setembro. Enquanto a porção leste, próxima ao litoral, encontra-se inserida na faixa climática do tipo Af (Tropical úmido), apresentando precipitação superior a 1000 mm, distribuída durante todo o ano e temperatura média de 24 °C com vegetação característica de florestas tropicais (BAHIA, 2001; SCHIAVETTI et al., 2002).

O substrato geológico e a precipitação pluviométrica locais são determinantes da condutividade elétrica das águas continentais. Assim, à medida que os rios Salgado e Colônia atravessam o trecho de clima Aw observa-se uma elevação na condutividade elétrica, podendo atingir valores de mais de 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e, em alguns afluentes nesse

trecho, os valores podem atingir mais de $4.000 \mu\text{S cm}^{-1}$. (PAULA; SILVA; SOUZA, 2012; NACIF, 2000).

A BHRC é um sistema de extrema relevância para a região, pois além do seu entorno ser utilizado para o desenvolvimento agropecuário, suas águas são utilizadas para abastecimento urbano, industrial, pesca e como receptor de resíduos domésticos.

Segundo Lúcio et al. (2012), a degradação ambiental nessa região é resultante principalmente da substituição da vegetação nativa pela agricultura - principalmente de monoculturas de cacau - e, posteriormente, utilização destas áreas para pecuária. Este dano causado à bacia de drenagem, devido à retirada da vegetação ciliar e do uso inadequado do solo, provoca aumento da enxurrada. Associado a isto, o aumento da contribuição de efluentes não tratados das principais cidades (Itabuna e Ilhéus) e das atividades agrícolas e industriais potencializam a degradação das águas da bacia, especialmente do Rio Cachoeira.

3.2 Estratégia de amostragem e variáveis analisadas

As amostragens foram realizadas bimestralmente, em quatro campanhas, durante os meses de novembro/2014, janeiro/2015, março/2015 e maio/2015 em nove pontos amostrais distribuídos ao longo dos rios Colônia, Salgado e Cachoeira, sendo três pontos em cada rio (Figura 1).

Foram coletados 400 litros de água por ponto amostral, com o auxílio de um balde graduado com volume de 10 L, e filtrados em malha de $20 \mu\text{m}$. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de 200 mL, devidamente etiquetadas e fixadas com solução de formaldeído, neutralizado com hexametilenotetramina a uma concentração final de 4%.

As seguintes variáveis ambientais foram consideradas para avaliar as possíveis influências sobre as assembleias de tecamebas: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (μM), fósforo inorgânico dissolvido (μM), silicato (μM) e clorofila-*a* (mg L^{-1}). A temperatura da água, o oxigênio dissolvido, pH e a condutividade foram obtidos *in situ* com auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI.

As concentrações dos nutrientes (nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos) foram determinadas segundo Grasshoff et al. (1983) e a concentração de clorofila-*a*, seguiu-se o método tricromático em extrato de acetona de Jeffrey e Humphrey (1975).

Os dados de precipitação foram obtidos através do PROCLIMA/CPETEC. Com base nos dados de precipitação acumuladas nas semanas que antecederam as datas de coleta, as campanhas com precipitação acumulada acima de 50 mm foram consideradas como período de maior precipitação e aquelas abaixo deste valor, como períodos de menor precipitação.

3.3 Análise dos dados biológicos

Para cada ponto amostral foi analisado um volume de 36 mL. As amostras foram homogeneizadas e doze alíquotas de 3 mL foram retiradas e depositadas em câmara de Sedgwick-Rafter, onde as espécies foram contadas e identificadas sob microscópio óptico marca Carl Zeiss AXIO.

Para identificação e classificação taxonômica, os exemplares foram pipetados e montados sobre lâminas e lamínula, com glicerina, onde foram mensurados e fotografados. Os seguintes caracteres foram considerados: a abertura do pseudostoma, largura e comprimento da carapaça e tamanho e número de espinhos.

Os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com base nas seguintes bibliografias: Deflandre (1929), Gauthier-Liévre e Thomaz (1958, 1960), Decloitre (1928), Vucetich (1973), Dioni (1967), Ogden e Hedley (1980), Ogden e Zivkovic (1983), Ogden (1983; 1984), Hardoim (1997), Missawa (2000), Dabés e Velho (2001), Fulone et al. (2005), Sneyovaga e Alekperov (2005), Alves et al. (2007) Tsyganov e Mazei (2007) Lansac et al. (2008) e Silva et al. (2009).

3.4 Análise da estrutura das assembleias

Parâmetros como abundância relativa, frequência de ocorrência e densidade (ind m⁻³) foram empregados neste estudo para avaliar aspectos estruturais da assembleia de amebas testáceas na BHRC.

A densidade das amebas testáceas (ind m⁻³) foi obtida através do número de indivíduos presentes por amostra (estimado a partir das subamostras) e levando-se em consideração o volume total de água filtrada.

O índice de constância das espécies foi calculado utilizando-se Dajoz (1973), através da equação: $C = n \times 100/N$, onde: C = constância; n = número das amostras que contém as espécies; N = número total amostras. A partir da frequência de ocorrência de

cada espécie nas amostras, foram obtidos: espécies ocasionais ($C < 25\%$), espécies acessórias ($25 < C < 50\%$) e espécies constantes ($C > 50\%$).

O biovolume da assembleia de amebas testáceas foi obtido através das seguintes etapas: (a) cálculo de tamanho médio de cada espécie, obtido através de medições de até 30 indivíduos das espécies mais abundantes e do total de indivíduos encontrados para as menos abundantes; (b) cálculo do volume médio de cada espécie, sendo o cálculo do volume médio de cada espécie medido através das fórmulas geométricas descritas por Sun (2003) que mais se aproximavam da forma de cada espécie em questão; (c) cálculo do biovolume de cada espécie. Obtido multiplicando o biovolume médio da espécie em questão pelo total de indivíduos desta espécie; (d) cálculos do biovolume das assembleias (de cada rio, período de maior e menor precipitação e campanha) foram obtidos através da somatória dos biovolumes de todas as espécies observadas em cada rio, período ou campanha.

A estimativa da biomassa em termos de carbono foi calculada através da transformação do biovolume médio de cada espécie utilizando o seguinte fator de conversão: $1 \mu\text{m}^3 = 0,11 \times 10^{-6} \mu\text{g C}$ (GILBERT et al., 1998). Em seguida, estes valores foram multiplicados pela abundância de cada uma das espécies observadas nas amostras.

3.5 Análise estatística

Os valores de densidade e biomassa totais foram previamente tratados pelo teste de normalidade de Kolmogorov-Sminorv. A partir do tipo de distribuição destes dados (paramétricos ou não-paramétricos), a densidade e biomassa das espécies de tecamebas entre os rios, as campanhas e o período de maior e menor precipitação foram analisadas através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Os períodos de maior e menor precipitação foram comparados através do teste de comparação de médias de Mann-Whitney.

Foram estimados dois componentes de diversidade. A diversidade local (diversidade α) como a riqueza de espécies registradas em cada rio e a diversidade regional (diversidade γ) como a riqueza total de espécies na BHRC (MAGURRAN, 2004).

Uma análise exploratória PCA (Análise de Componentes Principais) foi realizada com a matriz de dados ambientais (transformada em raiz quarta e padronizada) para verificar a ordenação dos pontos amostrais em função das variáveis ambientais.

A similaridade entre as assembleias de amebas de cada rio e período foi avaliada através do método de ordenação de MDS (Escalonamento Multidimensional). Esta análise ordena os pontos em um espaço bi-dimensional, de modo que as distâncias relativas entre os pontos reflitam as dissimilaridades entre as amostras, medidas através da matriz de similaridade das espécies transformada $\log(x+1)$ utilizando-se o índice de Bray-Curtis. O “estresse” desta análise mensura a deformação sofrida quando representamos o relacionamento real dos dados multidimensionais em um espaço bi-dimensional. Quanto menor o estresse melhor a representação.

A ocorrência de possíveis espécies indicadoras para os rios (RS, RCO e RCA), campanhas (C1, C2, C3 e C4) e período hidrológico (maior e menor precipitação) foram obtidas através do método Indval (Indicator Species Analysis). Esta análise calcula um valor de indicação de espécies para grupos pré-definidos, baseados na fidelidade e especificidade das espécies observadas (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Fidelidade refere-se ao número de pontos na campanha onde a espécie está presente dividido pelo número total de pontos na campanha; ela será máxima, quando as espécies ocorrerem somente naquela campanha. Já a especificidade é dada pela divisão da abundância média da espécie na campanha pela somatória das abundâncias médias nas outras campanhas; e ela será máxima, quando as espécies estiverem presentes em todos os pontos daquela campanha (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). Esta análise foi realizada no software R utilizando o pacote labdsv (ROBERTS, 2015).

O teste de similaridade de ANOSIM (com 999 permutações) foi aplicado aos dados para verificar as diferenças em relação à composição de espécies nas amostras nos rios, períodos de maior e menor precipitação e campanhas. A significância dessa análise é determinada por um teste de permutação. A diferença entre os grupos previamente definidos foi determinada pelo valor de R global e a significância desse valor (CLARKE; WARNICK, 2001).

Após a verificação de diferenças significativas entre as amostras, identificou-se quais espécies mais contribuíram para essa dissimilaridade. Para tal utilizou-se a análise das porcentagens de similaridade (SIMPER). A porcentagem de similaridade média de cada espécie foi utilizada como critério para identificar as espécies que mais contribuíram para a similaridade e a dissimilaridade entre as assembleias.

As análises MDS, ANOSIM e SIMPER foram realizadas a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis com os dados de abundância das espécies transformados em $\log(x+1)$ e na análise PCA, a partir da matriz de dados ambientais transformada em raiz quarta e padronizada. Para estas análises o software estatístico PRIMER 6.0 foi utilizado (CLARKE; GORLEY, 2001).

Para mensurar a variabilidade e homogeneidade na composição de espécies (diversidade β) entre os rios, períodos de maior e menor precipitação e campanhas foi utilizada a função *betadisper*, disponibilizada no pacote Vegan do software R. Em seguida, um teste de permutação (999 randomizações) foi efetuado para avaliar as diferenças significativas entre rios, períodos e campanhas.

Para selecionar as variáveis que melhor explicam o padrão de distribuição das espécies foi realizada uma análise de redundância (RDA) com dados biológicos transformados (raiz quarta) e permutações aleatórias (999). O efeito de multicolinearidade entre as variáveis abióticas foi determinado através dos fatores de variação da inflação (VIF) (BOCARD, 2011). As análises foram realizadas com o programa R versão 3.2.2 usando os pacotes Vegan R versão (OKSANEN et al., 2013) e o Biodiversity R versão 2.5-3 (KINDT; COE, 2005).

4. RESULTADOS

4.1 Dados Ambientais

As variações da precipitação pluviométrica entre as campanhas, na semana que antecedeu à coleta estão representadas na Figura 2. A precipitação acumulada dos sete dias anteriores a coleta variou de 4,23 mm (março), seguida de 14,33 mm (janeiro), 73,33 mm (maio) a 78,56 mm (novembro). As campanhas com maior influência de pluviosidade foram C1 e C4 devido ao maior volume de chuvas na semana que antecedeu a coleta.

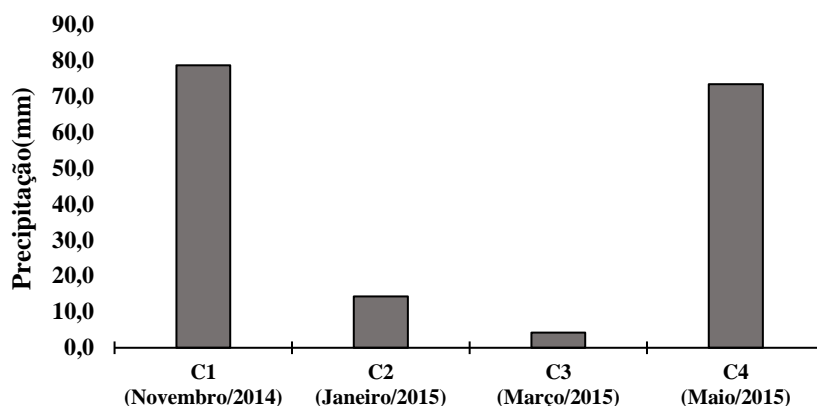


Figura 2. Dados de precipitação acumulada (mm) nas semanas que antecederam as coletas na BHRC.

Os principais rios que formam a BHRC apresentaram variações em suas características limnológicas ao longo do período de estudo (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis limnológicas registradas ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira. OD: Oxigênio Dissolvido; Temp: Temperatura; Cond: Condutividade; NID: Nitrogênio Inorgânico Dissolvido; PID: Fósforo Inorgânico Dissolvido; Chl-*a*: Clorofila- *a*; Sil: Silicato; Máx: Valor máximo; Mín: Valor mínimo; MD: Média e DP: Desvio padrão; RCA: Rio Cachoeira; RS: Rio Salgado; RCO: Rio Colônia; C1: Campanha 1; C2: Campanha 2; C3: Campanha 3; C4: Campanha 4.

Rio		OD (mg L)	Temp. (°C)	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH	NID (μM)	PID (μM)	Sil (μM)	Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)
RCA	Méd - DP	6,3 ± 1,9	28,7 ± 2,6	375,2 ± 101,3	7,6 ± 0,6	114,4 ± 157,1	11,1 ± 11,7	136,8 ± 86,3	14,1 ± 26,3
	Mín - Máx	3,3 - 10,9	25,0 - 32,0	276,0 - 630,0	7,0 - 8,9	2,5 - 554,5	1,1 - 44,9	52,5 - 304,5	1,0 - 78,9
RS	Méd - DP	6,2 ± 2,2	26,5 ± 2,9	966,5 ± 829,3	7,5 ± 0,5	14,6 ± 11,4	3,9 ± 3,6	114,6 ± 82,4	6,1 ± 5,0
	Mín - Máx	1,7 - 8,7	23,2 - 30,7	258,0 - 2849,0	6,9 - 8,4	3,4 - 38,5	0,5 - 12,6	24,2 - 273,8	0,5 - 17,5
RCO	Méd - DP	6,2 ± 1,6	26,3 ± 2,5	226,9 ± 216,5	7,2 ± 0,7	11,5 ± 8,8	2,2 ± 1,7	109,6 ± 52,7	4,0 ± 3,6
	Mín - Máx	3,8 - 9,2	22,8 - 30,7	54,2 - 753,0	6,4 - 8,6	2,5 - 30,5	0,9 - 6,6	38,0 - 230,1	0,3 - 13,5
C1	Méd - DP	7,1 ± 0,8	24,4 ± 1,0	146,8 ± 318,1	7,02 ± 0,2	33,9 ± 18,9	5,6 ± 2,6	97,6 ± 43,9	5,30 ± 0,95
	Mín - Máx	5,3 - 8,1	22,8 - 26,1	114,0 - 555,0	6,5 - 7,3	11,2 - 75,4	0,9 - 9,4	24,1 - 154,8	2,8 - 6,2
C2	Méd - DP	7,6 ± 1,8	29,3 ± 1,35	413,1 ± 312,9	7,7 ± 0,8	29,1 ± 56,4	4,1 ± 3,1	97,3 ± 58,8	2,4 ± 3,5
	Mín - Máx	4,5 - 10,9	26,8 - 30,8	66,0 - 1165,0	6,4 - 8,8	2,5 - 182,7	1,3 - 10,4	40,8 - 203,9	0,4 - 10,4
C3	Méd - DP	5,5 ± 1,4	29,7 ± 1,7	563,4 ± 532,0	7,8 ± 0,6	43,3 ± 85,2	4,0 ± 4,4	70,0 ± 17,5	12,4 ± 14,6
	Mín - Máx	3,3 - 7,7	27,1 - 32,0	54,2 - 1823,0	7,0 - 8,8	4,29 - 260,2	1,0 - 14,9	38,0 - 83,7	3,0 - 48,8
C4	Méd - DP	4,7 ± 1,5	25,6 ± 2,3	751,9 ± 923,2	7,2 ± 0,4	87,4 ± 175,6	9,2 ± 14,6	208,9 ± 76,9	12,7 ± 24,5
	Mín - Máx	1,6 - 6,7	23,2 - 30,7	59,6 - 2849,0	6,5 - 7,8	554,4 - 3,4	0,5 - 44,8	57,2 - 304,4	0,8 - 78,8

Os maiores valores de temperatura foram registrados durante as campanhas 2 e 3, no período de menor precipitação. Quanto ao pH, estes cursos de água apresentaram poucas variações e um caráter neutro a básico. Em média, os valores mais elevados de

condutividade elétrica foram registrados no Rio Salgado e os menores no Rio Colônia. Comparando-se o Rio Salgado ou diferentes campanhas, a C4 apresentou a maior condutividade média. Os nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrogênio, fosfato e silicato) juntamente com a clorofila-*a* foram em média mais elevados na campanha 4 e no Rio Cachoeira (Tabela 1).

O resultado da Análise de Componentes Principais (ACP) dos dados ambientais extraiu três eixos que explicaram 70,1% da variabilidade total dos dados. As correlações das variáveis com os dois primeiros eixos fatoriais e as explicações de cada eixo são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Coeficientes de correlação linear das variáveis ambientais com os três eixos principais obtidos na Análise de Componentes Principais. Valores em negrito indicam correlações significativas.

Variável ambiental	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
	29,8%	26,4%	13,8%
Oxigênio Dissolvido (mg/l) (OD)	0,087	-0,328	-0,441
Temperatura °C (TEMP)	0,539	-0,208	-0,009
Condutividade (µS/cm) (COND)	0,175	0,067	0,687
pH (pH)	0,497	-0,136	0,210
NID (N)	0,309	0,439	-0,345
PID (P)	0,367	0,436	-0,203
Clorofila- <i>a</i> (Chl- <i>a</i>)	0,228	0,354	-0,049
Silicato (Sil)	-0,08	0,398	0,339
Precipitação (PREC)	-0,369	0,401	-0,103

O eixo I, responsável por 29,8% da variância total, está fortemente correlacionado com a temperatura no lado positivo e com a precipitação no lado negativo e representa a variação espaço-temporal do sistema; com as amostras das campanhas C4 e C1, com maior precipitação, concentradas no lado negativo deste eixo e as campanhas C2 e C3, com menor precipitação, no lado positivo (Figura 3). Eixo II (26,4%) tem forte correlação com todos os nutrientes inorgânicos dissolvidos, com a clorofila-*a* e precipitação em seu lado positivo, e temperatura, oxigênio dissolvido e pH, no lado oposto e representa a eutrofização do sistema. Existe um nítido gradiente na distribuição dos pontos amostrais dos Rios Colônia, Salgado e Cachoeira ao longo da direção do vetor dos nutrientes e clorofila (Figura 3). O terceiro eixo (não apresentado) foi responsável por 13,8 % da variabilidade, com forte correlação com a condutividade,

separou a maior parte das amostras do Rio Salgado do restante das amostras e representa a influência do substrato geológico no sistema.

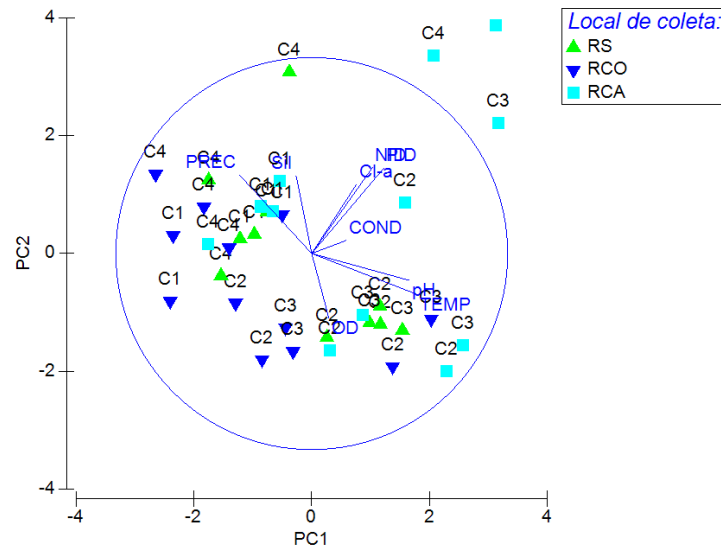


Figura 3. Distribuição dos pontos amostrais nos Eixos I-II da Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais. Vetores: pH = pH; Temp = Temperatura da água; Cond = Condutividade elétrica; Chl-a = Clorofila-a; OD = Oxigênio dissolvido; NID = Nitrogênio inorgânico dissolvido; PID = Fósforo inorgânico dissolvido, Sil = Silicato e Prec = Precipitação. C1 = Campanha 1; C2 = Campanha 2; C3 = Campanha 3; C4 = Campanha 4.

4.2 Densidade de amebas testáceas

Durante todo o período de estudo, a densidade das amebas testáceas planctônicas nos rios que compõem a BHRC, variou de 722 a 8861 ind m⁻³ (Apêndice 1). As espécies *Arcella vulgaris*, *Diffugia gramen*, *Centropyxis aculeata*, *Arcella discoides* e *Arcella hemisphaerica*, apresentaram as maiores densidades.

Em média, as maiores densidades foram observadas durante as campanhas C1 (4855 ± 2508 ind m⁻³) e C2 (2985 ± 851 ind m⁻³), seguida por C3 (2809 ± 832 ind m⁻³) e C4 (2037 ± 984 ind m⁻³), sendo constatada diferença significativa na densidade da assembleia de tecamebas entre as campanhas (K-W, H=12,26; p = 0,007) e C1 e C4 diferiram significativamente (p < 0,05) (Figura 4). As espécies que mais contribuíram com a densidade foram *Arcella vulgaris*, *Centropyxis aculeata* e *Arcella hemisphaerica*.

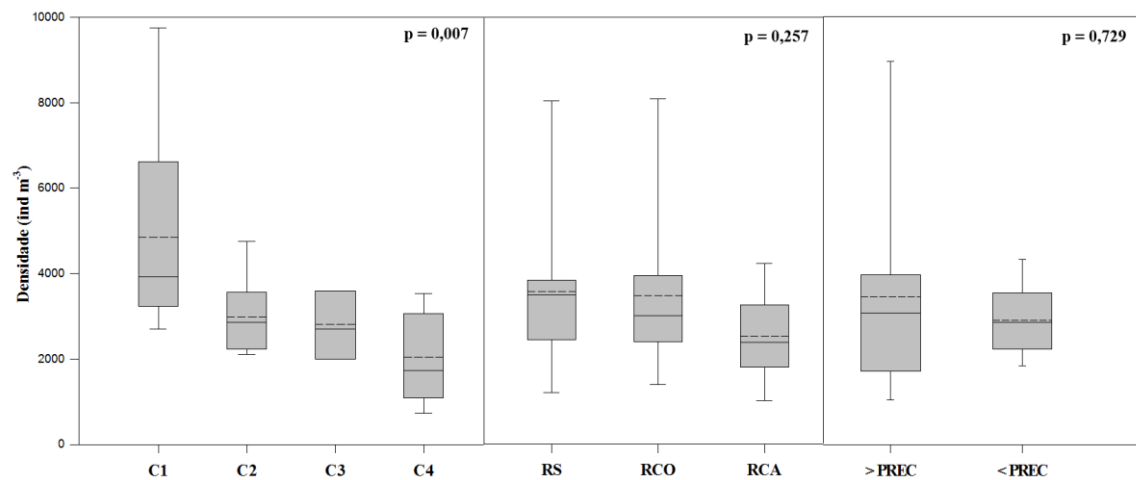


Figura 4. Densidade média (ind m^{-3}) de amebas testáceas nas campanhas C1, C2, C3 e C4, rios RS=Rio Salgado, RCO = Rio Colônia e RCA = Rio Cachoeira, e período de maior e menor precipitação, maior= >PREC e menor = <PREC na BHRC. As barras representam os valores de máximo e mínimo, a linha contínua representa a mediana e linha tracejada a média. p = nível de significância.

Com relação aos rios, os maiores valores de densidade média foram registrados no Rio Salgado ($3576 \pm 1982 \text{ ind m}^{-3}$), seguidos pelo Rio Colônia ($3479 \pm 2103 \text{ ind m}^{-3}$) e Rio Cachoeira ($2523 \pm 966 \text{ ind m}^{-3}$) (K-W, $H=2,729$; $p = 0,257$) (Figura 4).

Comparando-se a densidade média para os períodos de maior precipitação (C1 e C4) com aquela referente aos períodos de menor precipitação (C2 e C3), a densidade foi mais elevada no período de maior precipitação ($3446 \pm 2394 \text{ ind m}^{-3}$) (M-W, $U = 142$; $p = 0,729$).

4.3 Biomassa de amebas testáceas

Os resultados de biomassa de amebas testáceas (em termos de carbono) na BHRC, variaram de $12,5 \mu\text{g C m}^{-3}$ a $324,3 \mu\text{g C m}^{-3}$. A lista com a contribuição em biomassa de cada espécie nos diferentes rios da BHRC é apresentada no Apêndice 1.

Em média, as maiores biomassas foram registradas no Rio Salgado ($123,2 \pm 102 \mu\text{g C m}^{-3}$), seguido pelo Rio Cachoeira ($86,8 \pm 54 \mu\text{g C m}^{-3}$) e Rio Colônia ($77,3 \pm 44 \mu\text{g C m}^{-3}$). Não houve diferença entre as biomassas nos rios (K-W, $H=1,351$; $p = 0,509$) (Figura 5).

O mesmo padrão observado para densidade das tecamebas nas campanhas se manteve quando comparamos os valores de biomassas. A maior biomassa média foi registrada na primeira campanha C1 ($134,3 \pm 78 \mu\text{g C m}^{-3}$) e as espécies que mais contribuíram foram *Centropyxis aculeata* ($28,46 \pm 28 \mu\text{g C m}^{-3}$), *Centropyxis discoides* ($19,3 \pm 22 \mu\text{g C m}^{-3}$) e *Arcella megastoma* ($16,6 \pm 12 \mu\text{g C m}^{-3}$), seguida da segunda campanha C2 ($97,9 \pm 55 \mu\text{g C m}^{-3}$), da terceira C3 ($91,2 \pm 91 \mu\text{g C m}^{-3}$) e da quarta C4 ($56,1 \pm 78 \mu\text{g C m}^{-3}$). Assim como o observado para a densidade, a biomassa de amebas testáceas (Figura 5) apresentou variação significativa entre as campanhas C1 e C4 (K-W, $H=11,448$; $p = 0,010$) ($p < 0,05$).

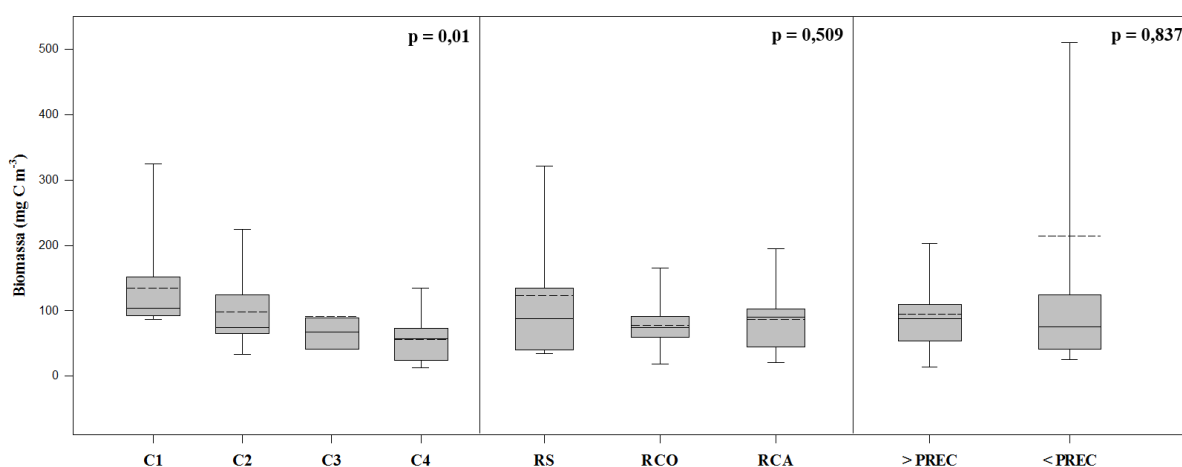


Figura 5. Biomassa média ($\mu\text{g C m}^{-3}$) de amebas testáceas nas campanhas C1, C2, C3 e C4, rios RS=Rio Salgado, RCO = Rio Colônia e RCA = Rio Cachoeira, e período de maior e menor precipitação, maior= >PREC e menor = <PREC na BHRC. As barras representam os valores de máximo e mínimo, a linha contínua representa a mediana e linha tracejada a média. $p =$ nível de significância.

As espécies que mais contribuíram para o total de biomassa de amebas testáceas na BHRC foram *Centropyxis aculeata*, *Diffflugia corona*, *Centropyxis discoides*, *Diffflugia gramen*, *Arcella megastoma*, e *Diffflugia lobostoma* que representaram 58,3% da biomassa total.

Comparando-se a biomassa das tecamebas nos períodos de maior e menor intensidade de chuvas, percebe-se que o valor médio do período de maior precipitação (C1 e C4) foi pouco mais elevado ($95,2 \pm 70,5 \mu\text{g C m}^{-3}$) do que no de menor precipitação ($94,8 \pm 71,2 \mu\text{g C m}^{-3}$), campanhas C2 e C3, porém, não houve diferença significativa (Mann-Whitney, $U = 155$; $p = 0,837$).

4.4 Composição da assembleia de amebas testáceas

A assembleia de amebas testáceas foi representada por 68 *taxa* (diversidade γ) infragenéricos de amebas testáceas ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, pertencentes a oito famílias: Diffflugidae (26 *taxa*), Centropyxidae (15 *taxa*), Arcellidae (14 *taxa*), Euglyphidae (5 *taxa*), Lesquereusiidae (5 *taxa*), Phryganellidae (1 *taxon*), Trigonopyxidae (1 *taxon*) e Trinematiidae (1 *taxon*) (Tabela 3).

As famílias mais abundantes e frequentes foram Arcellidae, Diffflugidae e Centropyxidae estando representadas principalmente pelas espécies *Arcella vulgaris*, *Arcella discoides*, *Diffflugia gramen*, *Diffflugia corona* e *Centropyxis aculeata* presente nos três rios.

Tabela 3. Lista das espécies de amebas testáceas registradas na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira. Abundância relativa (AR%) das espécies em cada Rio e o Índice de Constância (IC%) para cada espécie. * = espécies ocasionais; ** = espécies acessórias e *** = espécies constantes.

	Rio Salgado	Rio Colônia	Rio Cachoeira	BHRC
	AR(%)	AR(%)	AR(%)	IC(%)
Arcellidae				
<i>Arcella conica</i> (Playfair, 1917)	0,00	0,07	0,00	3*
<i>Arcella costata</i> Ehrenberg, 1847	0,00	0,60	0,09	11*
<i>Arcella discoides</i> Ehrenberg, 1843	8,34	7,33	7,71	91***
<i>Arcella gibbosa</i> Pénard, 1890	0,42	0,20	0,73	20*
<i>Arcella hemisphaerica</i> Perty, 1852	4,38	11,67	6,89	83***
<i>Arcella hemisphaerica</i> var. <i>gibba</i> Deflandre, 1928	0,14	0,47	0,00	9*
<i>Arcella hemisphaerica</i> f. <i>undulata</i> Deflandre, 1928	3,96	8,27	2,85	69***
<i>Arcella intermedia</i> (Deflandre, 1928)	0,00	0,20	0,00	3*
<i>Arcella megastoma</i> Pénard, 1902	0,49	0,53	0,92	37**
<i>Arcella rotundata</i> Playfair, 1918	0,07	1,40	1,19	26**
<i>Arcella rotundata alta</i> Playfair, 1918	0,28	0,00	0,09	9*
<i>Arcella rotundata aplanata</i> Deflandre, 1928	1,91	1,00	1,19	46**
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1830	10,39	21,80	14,60	91***
<i>Arcella vulgaris undulata</i> Deflandre, 1928	2,61	3,87	2,85	51***
Centropyxidae				
<i>Centropyxis aculeata</i> Ehrenberg, 1838	9,89	6,93	10,38	94***
<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>oblonga</i> Deflandre, 1929	0,14	0,20	0,55	14*
<i>Centropyxis aerophila</i> Deflandre, 1929	0,07	0,13	0,00	6*
<i>Centropyxis aplanata</i> Deflandre, 1929	0,00	0,00	0,55	6*
<i>Centropyxis arceloides</i> Pénard, 1902	0,00	0,27	0,00	9*
<i>Centropyxis cassis</i> (Wallich, 1864)	0,49	0,27	0,28	31**

<i>Centropyxis constricta</i> (Ehrenberg, 1841)	0,21	0,00	0,00	6*
<i>Centropyxis discoides</i> (Pénard, 1890)	2,47	2,53	3,31	71***
<i>Centropyxis ecornis</i> (Ehrenberg, 1841)	3,04	3,27	4,50	83***
<i>Centropyxis globulosa</i> Bonnet & Thomas, de 1955	0,00	0,00	0,09	3*
<i>Centropyxis kahli</i> (Deflandre, 1929)	0,07	0,00	0,00	3*
<i>Centropyxis marsupiformis</i> (Wallich, 1864)	0,07	0,07	0,00	6*
<i>Centropyxis minuta</i> Deflandre, 1929	0,00	0,00	0,09	3*
<i>Centropyxis platystoma</i> (Pénard, 1890)	0,78	0,80	1,74	34**
<i>Centropyxis spinosa</i> (Cash, 1905)	0,49	0,20	0,28	26**

Difflugidae

<i>Cucubitelata obturata</i> G.L. & Thomas, 1958	0,07	0,00	0,00	3*
<i>Difflugia acutissima</i> Deflandre, 1931	0,00	0,27	0,09	6*
<i>Difflugia acuminata</i> Ehrenberg, 1838	0,78	0,73	0,28	29**
<i>Difflugia corona</i> Wallich, 1864	5,72	0,80	4,68	57***
<i>Difflugia corona</i> var. <i>ecornis</i> G.L. & Thomas, 1958	1,27	0,07	0,28	11*
<i>Difflugia difficilis</i> Thomas, 1955	0,00	0,13	0,18	11*
<i>Difflugia elegans</i> Pénard, 1890	0,28	2,07	1,74	37**
<i>Difflugia globularis</i> (Wallich, 1864)	0,99	0,80	0,64	40**
<i>Difflugia gramen</i> Pénard, 1902	20,57	7,20	11,02	94***
<i>Difflugia kempnyi</i> Stepánek, 1953	0,49	0,93	0,37	34**
<i>Difflugia lanceolata</i> Pénard, 1890	0,28	0,47	0,09	26**
<i>Difflugia levanderi</i> Playfair, 1918	0,07	0,00	0,00	3*
<i>Difflugia limnetica</i> (Levander, 1900)	0,14	0,00	0,00	6*
<i>Difflugia linearis</i> Pénard, 1890	0,07	0,07	0,00	6*
<i>Difflugia lobostoma</i> Leidy, 1879	4,81	2,60		86***
<i>Difflugia mamilaris</i> Pénard, 1893	0,21	0,13	0,28	11*
<i>Difflugia manicata</i> Pénard, 1902	0,07	0,07	0,28	14*
<i>Difflugia minuta</i> Rampi, 1950	0,00	0,87	0,00	9*
<i>Difflugia muriformis</i> G.L. & Thomas, 1958	0,49	0,33	0,09	23*
<i>Difflugia oblonga</i> Ehrenberg, 1838	0,35	0,33	0,18	20*
<i>Difflugia oblonga elongata</i> Van Oye, 1953	0,07	0,00	0,00	3*
<i>Difflugia schuurmani</i> Van Oye, 1932	0,99	0,33	0,73	14*
<i>Difflugia tuberculata</i> (Wallich, 1864)	0,42	0,00	0,28	6*
<i>Pontigulasia compressa</i> (Carter, 1864)	0,14	0,07	0,00	9*
<i>Pontigulasia</i> sp	0,00	0,13	0,00	3*
<i>Protocucubitelata coroniformis</i> G.L. & Thomas, 1960	0,00	0,00	0,09	3*

Euglyphidae

<i>Euglypha acantophora</i> (Ehrenberg, 1841)	2,40	2,40	4,04	69***
<i>Euglypha denticulata</i> Brown, 1912	0,28	0,40	0,92	31**
<i>Euglypha filifera</i> Pénard, 1890	0,14	0,20	0,64	17*
<i>Euglypha leavis</i> (Ehrenberg, 1845)	0,35	0,47	0,00	17*
<i>Euglypha tuberculata</i> Dujardin, 1841	0,99	1,07	2,57	49**

Lesquereusiidae

<i>Lesquereusia globulosa</i> G.L. & Thomas, 1959	0,21	0,00	0,00	6*
<i>Lesquereusia modesta</i> Rhumbler, 1896	0,28	0,20	0,28	11*
<i>Lesquereusia spirales</i> Ehrenberg, 1840	0,49	0,53	1,19	37**

<i>Nitzelia oviformis</i> (Cash, 1909)	0,49	0,07	0,09	14*
<i>Netzelia wailesi</i> (Ogden, 1980)	3,82	2,53	5,05	89***
Phryganellidae				
<i>Phryganella hemisphaerica</i> Pénard, 1902	0,21	0,40	0,09	14*
Trigonopyxidae				
<i>Cyclopyxis eurystoma</i> (Deflandre, 1929)	0,21	0,00	0,00	3*
Trinematiidae				
<i>Trinema lineare</i> Pénard, 1890	1,06	1,27	0,64	14*

As diversidades α (riqueza por habitat) para os rios foram, 56 para o Rio Salgado, 54 para o Rio Colônia e 49 para o Rio Cachoeira. Em relação às campanhas, a maior riqueza foi registrada na campanha C1 (52), seguida pela C2 (51), C3 (47) e C4 (38) (Tabela 4).

Do total de táxons registrados na BHRC, 18,8% das espécies foram constantes, 20,3% acessórias e 60,9% ocasionais (Tabela 4). As espécies *Centropyxis aculeata*, *Diffflugia gramen*, *Arcella discoides* e *Arcella vulgaris* foram as mais frequentes (>90%) na BHRC durante todo o período de estudo (Tabela 3).

Tabela 4. Diversidade- γ e α e Índice de Constância (%) das espécies de amebas testáceas para os rios Salgado (RS), Colônia (RCO) e Cachoeira (RCA), campanhas (C1, C2, C3 e C4), período de maior e menor precipitação (> e < Prec) e toda a bacia (BHRC).

	RS	RCO	RCA	C1	C2	C3	C4	> Prec	< Prec	BHRC
Diversidade-γ										68
Diversidade-α	56	54	49	52	51	47	38	59	60	
Espécies constantes	21,1	25,9	32,6	38,5	33,3	29,8	39,5	25,4	23,0	18,8
Espécies acessórias	33,3	37,1	22,4	25,0	15,7	27,7	5,2	25,4	13,1	20,3
Espécies ocasionais	45,6	37,0	45,0	36,5	51,0	42,5	55,3	49,2	63,9	60,9

Comparando-se as variações nas frequências de ocorrências das espécies, percebe-se que as espécies acessórias foram as que mais sofreram variações ao longo dos diferentes rios, campanhas e períodos de maior e menor precipitação (Tabela 4).

O resultado da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) revelou a ocorrência de 21 espécies indicadoras significativas para os diferentes grupos analisados (Tabela 5). Em relação às campanhas, onze espécies foram determinadas como indicadoras da C1, duas das C2 e C4 e uma da C3. As espécies *Arcella hemisphaerica*, *Arcella hemisphaerica undulata*, *Arcella vulgaris*, *Centropyxis discoides*, *Arcella megastoma* e *Diffflugia acuminata* foram as que mais contribuíram para separação da C1; *Diffflugia*

gramen e *Diffflugia manicata* da C2; *Diffflugia tuberculata* da C3 e; *Euglypha denticulata* e *Diffflugia schuurmani* da C4. Para os períodos de maior precipitação foram reveladas 7 espécies (*Arcella vulgaris* e *A. hemisphaerica undulata* foram as que mais contribuíram) e para o período de menor precipitação, 4 espécies (*Diffflugia globularis*, *D. gramen* e *Euglypha tuberculata* apresentaram as maiores contribuições). Em relação aos rios, apenas *Diffflugia lobostoma* foi considerada com indicadora para o Rio Cachoeira, os Rios Colônia e Salgado não apresentaram espécies indicadoras.

Tabela 5. Análise das espécies indicadoras (IndVal) para os grupos: Campanhas (C1, C2, C3 e C4), Períodos (maior precipitação = >Prec e menor precipitação = <Prec) e Rios (RS = Rio Salgado, RCO = Rio Colônia e RCA = Rio Cachoeira) (*p<0,05; **p<0,01).

Espécies	Campanha	Indval (%)	Período	Indval (%)	Rio	Indval (%)
<i>Arcella hemisphaerica</i>	C1**	65,9	>Prec*	67,2		
<i>Arcella hemisphaerica</i> f. <i>undulata</i>	C1**	61,9	>Prec**	69,9		
<i>Arcella megastoma</i>	C1**	52,3				
<i>Arcella rotundata alta</i>	C1*	33,3				
<i>Arcella vulgaris</i>	C1**	61,5	>Prec**	74,4		
<i>Centropyxis aculeata</i>	C1*	41,9				
<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>oblonga</i>	C1*	36,3				
<i>Centropyxis discoides</i>	C1**	54,3				
<i>Centropyxis platystoma</i>	C1*	44,3				
<i>Centropyxis spinosa</i>	C1*	38,1				
<i>Diffflugia acuminata</i>	C1**	50,1				
<i>Diffflugia globularis</i>			<Prec**	79,5		
<i>Diffflugia gramen</i>	C2**	58,9	<Prec**	79,6		
<i>Diffflugia lobostoma</i>					RS*	53,6
<i>Diffflugia manicata</i>	C2*	38,3	<Prec*	29,4		
<i>Diffflugia schuurmani</i>	C4**	55,5	>Prec*	27,8		
<i>Diffflugia tuberculata</i>	C3*	25,0				
<i>Euglypha denticulata</i>	C4**	57,9	>Prec*	42,1		
<i>Euglypha tuberculata</i>			<Prec**	53,1		
<i>Netzelia oviformis</i>			>Prec*	27,7		
<i>Trinema lineare</i>			>Prec*	47		

A análise de ordenação multidimensional (MDS) dos pontos amostrais em função das espécies segregou as amostras da campanha C1 (parte inferior esquerda) e C4 (porção superior) das demais campanhas C2 e C3 no plano multidimensional (Figura 6). As campanhas C4 e C1 foram as mais chuvosas.

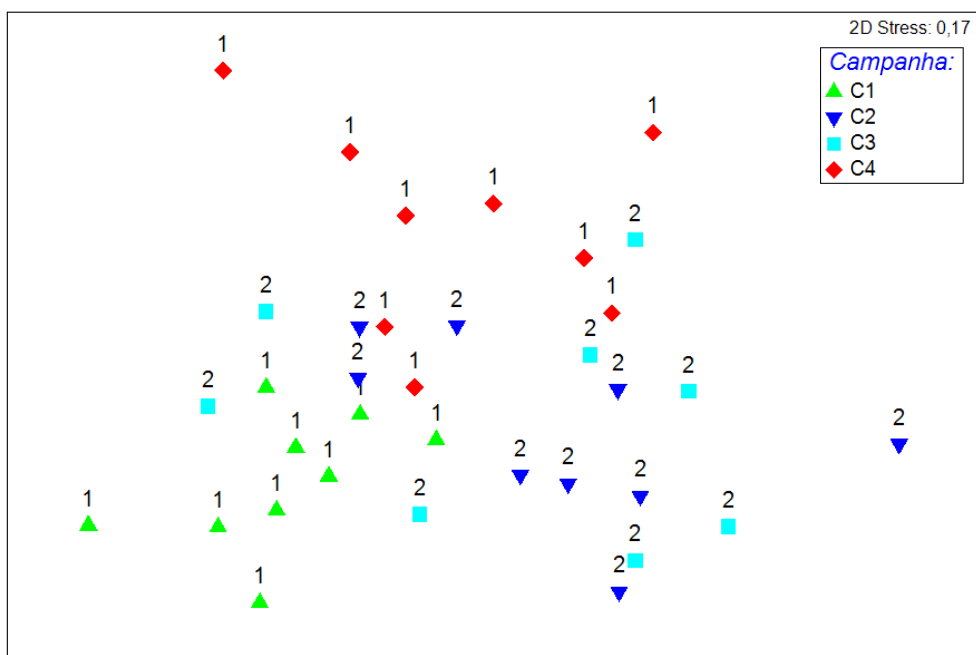


Figura 6. Ordenação (MDS) dos pontos amostrais em função da composição das espécies de amebas testáceas na BHRC. 1 = período de maior precipitação e 2 = períodos de menor precipitação.

O padrão ilustrado pelo MDS foi confirmado pela ANOSIM, que indicou que as amostras da campanha 1 diferiram daquelas das demais campanhas (R -global = 0,346; $p = 0,001$) (Tabela 6), sendo as espécies *Arcella hemisphaerica undulata* e *Centropyxis discoides* as principais responsáveis para a formação desse grupo (Tabela 7).

Tabela 6. Comparação pareada (pairwise tests) da Análise de similaridade (ANOSIM) da assembleia de amebas testáceas da BHRC entre as campanhas (C1,C2,C3 e C4). Os valores em negrito indicam $p < 0,05$.

R global = 0,346		
p = 0,01 %		
n > 999		
Campanhas	R	P
C1, C2	0,515	0,01
C1, C3	0,4	0,04
C1, C4	0,551	0,01
C2, C3	0,075	0,16
C2, C4	0,283	0,08
C3, C4	0,161	0,53

A análise de similaridade (ANOSIM) também indicou que as amostras do período de maior precipitação também diferiram daquelas do período de menor precipitação (R-global = 0,165; p = 0,003). As principais espécies responsáveis pela segregação desse grupo foram *Diffugia gramen*, *Arcella hemisphaerica* f. *undulata* e *Centropyxis ecornis* (Tabela 7).

A rotina SIMPER identificou as espécies que mais contribuíram para a similaridade entre as campanhas e os períodos pluviométricos. O resultado com as espécies que mais contribuíram para a formação das assembleias de amebas testáceas (> 50% da similaridade interna) estão apresentados na tabela 7. A densidade de tais espécies pode ser observada no Apêndice 1.

A análise ANOSIM não detectou diferenças entre as assembleias de amebas testáceas nos diferentes rios (R-global = -0,001; p= 0,453).

Tabela 7. Porcentagem de contribuição (SIMPER) das espécies de amebas testáceas para a similaridade média (Bray-Curtis) das assembleias em cada campanha e períodos de precipitação na BHRC. C1 = campanha 1, C2 = campanha 2, C3 = campanha 3 e C4 = campanha 4; >Prec = maior precipitação e <Prec = menor precipitação.

Similaridade média (%)	C1	C2	C3	C4	> Prec	< Prec
	59,58	53,88	48,04	50,66	42,61	42,96
<i>Arcella discoides</i>	3,69	11,75	18,85	16,23	9,65	14,97
<i>Arcella hemisphaerica</i>	15,11	2,58	5,53	5,59	9,78	3,94
<i>Arcella hem. f. undulata</i>	9,01	-	-	3,87	7,09	-
<i>Arcella vulgaris</i>	25,82	10,17	6,79	21,28	23,43	9,18
<i>Centropyxis aculeata</i>	12,74	9,71	13,06	10,34	12,66	11,55
<i>Centropyxis discoides</i>	6,38	-	-	-	2,40	3,72
<i>Centropyxis ecornis</i>	-	6,09	3,94	-	3,54	5,31
<i>Diffugia gramen</i>	-	29,51	14,59	13,21	-	22,52
<i>Euglypha acantophora</i>	-	-	6,76	-	-	3,35
<i>Diffugia lobostoma</i>	1,48	6,30	-	6,46	3,80	4,40
<i>Netzelia wailesi</i>	4,01	3,67	10,84	3,26	4,16	6,42

4.5 Influência dos fatores ambientais sobre a assembleia de amebas testáceas

A análise RDA explicou 25,2% (F= 2,56, P= 0,01) da variação da assembleia de tecamebas. O primeiro eixo da RDA explica 20,8% e o segundo eixo explica 4,4% da variação nos dados. O processo de seleção AIC da RDA identificou cinco variáveis com

contribuição significativa na composição da assembleia de amebas testáceas: condutividade, precipitação, temperatura, fósforo inorgânico dissolvido e silicato.

O triplot (Figura 7) mostra que as espécies *Diffflugia gramen*, *Diffflugia corona* e *Euglypha tuberculata* foram mais abundantes em águas com temperaturas e condutividade elevadas, sendo a primeira mais abundante no Rio Salgado, e as duas outras nos Rios Salgado e Cachoeira. *Arcella vulgaris*, *Arcella hemiphaerica*, *Arcella hemiphaerica* var. *undulata* e *Arcella vulgaris* var. *undulata* estão associadas ao período de maior precipitação, com maiores abundâncias no Rio Colônia. As espécies *Arcella discoides* e *Netzelia oviformis* estão associadas a valores elevados de silicato, com maiores abundâncias no Rio Salgado. *Diffflugia lobostoma* e *Diffflugia elegans* estão associadas a temperaturas elevadas, a primeira é indicadora do Rio Salgado e a segunda foi mais abundante no Rio Colônia. As espécies *Euglypha acantophora*, *Centropyxis ecornis*, *Euglypha denticulata*, *Centropyxis discoides* e *Arcella megastoma* estão associadas aos períodos de maior precipitação, as três primeiras foram mais abundantes na campanha 1 e a última na campanha 4.

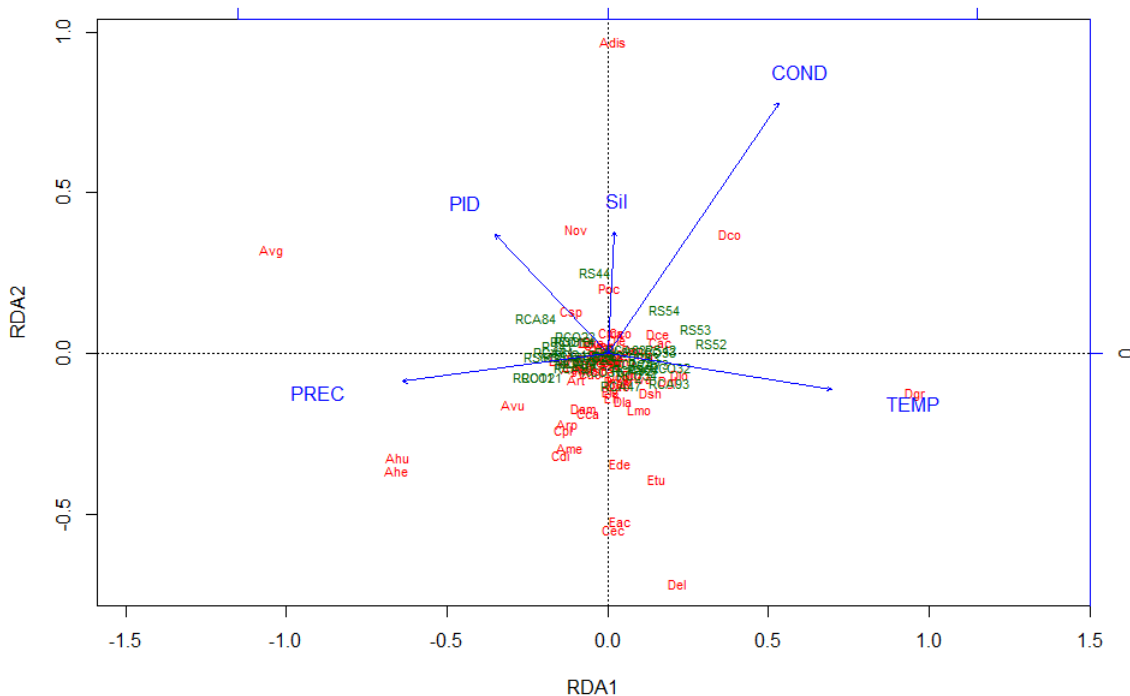


Figura 7. Análise de redundância (RDA) realizada entre a assembleia de amebas testáceas e as variáveis abióticas na BHRC. PREC (Precipitação), COND (Condutividade), OD (Oxigênio Dissolvido), PID (fosfato) e Sil (silicato). Os pontos amostrais (em verde) estão representados pelas siglas dos rios (RS, RCA e RCO) seguidos pelo número do ponto amostral (1 a 9) e pelo

número da campanha (1 a 4). A abreviatura das espécies (em vermelho) está representada pela primeira letra do gênero e duas letras da espécie.

4.6 Diversidade β

A diversidade beta da assembleia de amebas testáceas entre os rios Salgado, Colônia e Cachoeira não diferiu durante o período de estudo ($F = 1,05$; $p = 0,365$) (Figura 8). A maior variabilidade na composição da assembleia de amebas testáceas foi registrada no Rio Salgado (distância do centroide = 0,369), seguida dos rios Cachoeira (distância do centroide = 0,335) e Colônia (distância do centroide = 0,333).

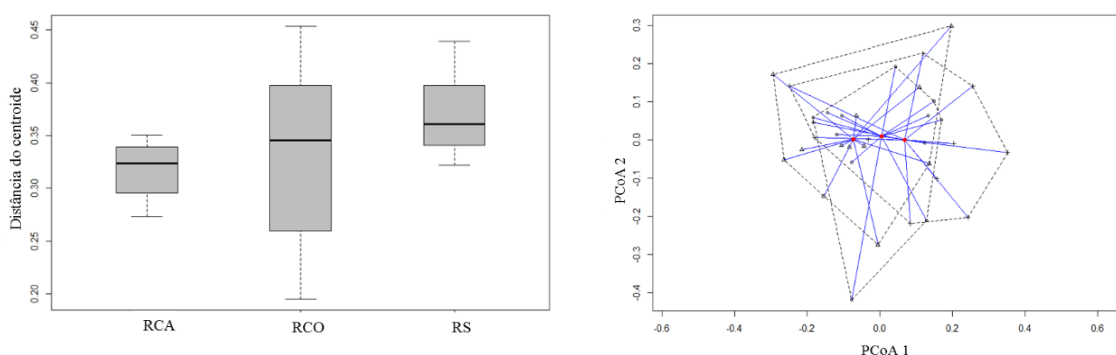


Figura 8. Boxplot de distâncias entre centroides e representação bi-dimensional da PCoA da diversidade β das assembleias de amebas testáceas e em cada rio da BHRC. Linha contínua = mediana; linha tracejada = valores extremos; Rio Cachoeira = RCA, Rio Colônia = RCO, Rio Salgado = RS.

A variabilidade temporal da assembleia de amebas testáceas para a BHRC não diferiu estatisticamente entre os períodos de maior e menor precipitação ($F = 0,05$; $p = 0,823$) e entre as campanhas ($F = 2,50$; $p = 0,07$). Porém, é possível notar uma variação entre as campanhas 1 e 4 (período de menor precipitação), onde a campanha 1 (distância do centroide = 0,269) apresentou menor variabilidade, seguida pelas campanhas 2 (distância do centroide = 0,306), 4 (distância do centroide = 0,327) e 3 (distância do centroide = 0,344) (Figura 9).

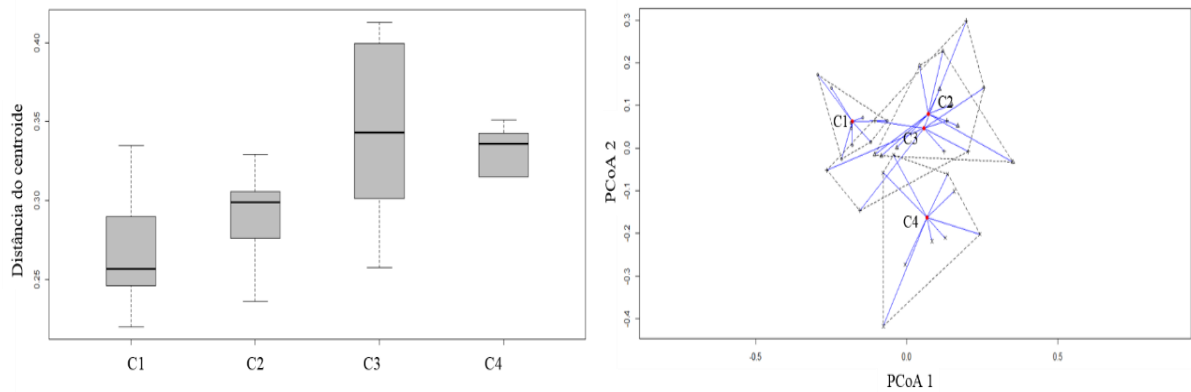


Figura 9. Boxplot de distâncias entre centroides e representação bi-dimensional da PCoA da diversidade β das assembleias de amebas testáceas em cada campanha na BHRC. Linha contínua = mediana; linha tracejada = valores extremos; Campanhas = C1, C2, C3 e C4.

5. DISCUSSÃO

As características hidrológicas atuais da BHRC refletem o intenso processo de eutrofização cultural (retirada da vegetação natural, às práticas agrícolas, e ao despejo de efluentes urbanos) aliada às características naturais e únicas de suas águas como a elevada condutividade (médias variando de 146 a 966 $\mu\text{S cm}^{-1}$) resultante do substrato geológico e das faixas climáticas (Aw e Af) em que esta bacia está inserida.

As análises PCA, MDS e RDA mostraram que as variáveis que mais contribuíram para explicar as variações espaço-temporal e a composição das assembleias de amebas testáceas foram: a temperatura e a precipitação atuando em lados opostos, separando as campanhas secas com temperatura elevada (C2 e C3) e das chuvosas (C1 e C4) e com temperaturas mais baixas; a condutividade, silicato e nitrogênio inorgânico dissolvido com maiores influências nos Rios Salgado e Cachoeira (condições mais severas e eutróficas) e menor influência no Rio Colônia (condições mais amenas).

A primeira campanha apresentou uma maior diluição das variáveis ambientais quando comparada às outras. Apesar das campanhas C1 e C4 corresponderem aos períodos de maior pluviosidade, estas duas campanhas apresentaram condições bastantes distintas, com valores médios de temperatura, condutividade, pH, nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos, silicato e clorofila-*a* mais baixos na primeira, quando comparados aos observados à última.

O longo período de déficit hídrico (Campanhas 2 e 3) e a elevada temperatura no período de menor precipitação induziram ao aumento do estado trófico do sistema e da condutividade, devido à presença de intrusões de rochas alcalinas usualmente enriquecidas em K e Na, comuns no substrato geológico da região (PAULA; SILVA; SOUZA, 2012; NACIF, 2000).

A quarta campanha se assemelha a um momento de transição entre um período seco e um período chuvoso. Quando a precipitação pluviométrica parece contribuir mais para o agravamento da eutrofização e da condutividade elétrica, do que para amenizar as condições severas. Nesse caso, as águas da chuva podem não ter sido suficientes para amenizar o déficit hídrico e diluir o sistema, e sim, para agravar as condições ambientais, carreando um maior aporte de íons lixiviados do substrato geológico para as águas deste sistema, fazendo com que a condutividade elétrica média nesta campanha fosse de $751,94 \mu\text{S cm}^{-1}$, superior às demais.

A densidade média de amebas testáceas planctônicas na BHRC (média de 3090 ind/m³ e coeficiente de variação 0,60) representou um valor intermediário quando comparado aos observados por Velho et al. (1999) para os rios pertencentes a planície de inundação da Bacia do Paraná (Rio Bahia – 5771 (1,11); Rio Ivinheima – 4484 (0,46) e Rio Paraná – 953 (0,67) indivíduos/m³). Entretanto, aspectos metodológicos como o esforço amostral (400L) podem explicar as diferenças de densidade nos rios da BHRC, quando comparados aos 1000L amostrados na planície de inundação do Rio Paraná.

Considerando-se as densidades de amebas testáceas nas duas campanhas com maior precipitação, percebe-se que estas diferiram significativamente, a primeira com a maior densidade e a última com a menor. Esta diferença fez com que, quando testada se haveria diferença entre as densidades das amebas testáceas entre os períodos de maior e menor precipitação não fossem observadas diferenças significativas.

De acordo com alguns autores, a densidade de amebas testáceas em ambientes lóticos não parece ser influenciada por ciclos hidrológicos ou padrões temporais (VELHO et al., 1999; BINI et al., 2003; SILVA et al., 2009).

Assim, o estado trófico das campanhas parece ter maior influência sobre a densidade das amebas testáceas do que a precipitação propriamente dita. A maior densidade foi observada na primeira campanha que apresentou uma maior diluição das variáveis ambientais e foi decrescendo ao longo das campanhas em função do aumento

do estado trófico. Segundo Ju et al. (2014), grande parte das espécies de amebas testáceas preferem ambientes com estado trófico moderado.

O mesmo padrão de diminuição da densidade de amebas testáceas em função do estado trófico dos rios foi observado – menor densidade no Rio Cachoeira - apesar de não haver diferença significativa nas densidades observadas, reforçando a preferência destes organismos por ambientes com graus de eutrofização intermediários.

A biomassa reflete a quantidade de matéria orgânica viva quantificada em uma determinada área e também proporciona um método para analisar a estrutura de um ecossistema independente da composição taxonômica (AHRENS; PETER, 1990; BONECKER et al., 2007).

A biomassa das amebas testáceas em termos de carbono apresentou o mesmo padrão decrescente da primeira para a quarta campanha, observado na densidade, diferindo entre a primeira e a última campanha. Mais uma vez, parece que grande parte das espécies de amebas testáceas prefere ambientes com estado trófico moderado, tendendo a ser menos abundantes e apresentar menor biomassa nos ambientes eutróficos como na C4. Além disso, como a biomassa é calculada com base no biovolume e na densidade de cada espécie representada em dada área, espécies de maior biovolume podem contar mais para biomassa, mesmo estando em menor número. Foi o que aconteceu com as espécies *Centropyxis aculeta*, *C. discoides* e *Diffflugia corona* que apesar de apresentar abundâncias relativas menores, acabaram contribuindo mais para a biomassa em todas as campanhas.

Em relação à biomassa das amebas testáceas nos rios da BHRC, houve uma inversão na sequência destes, quando comparado à sequência observada na densidade. As maiores densidades e biomassas de tecamebas foram registradas no Rio Salgado, entretanto, o Rio Cachoeira, que apresentou a menor densidade foi o segundo em termos de biomassa. Tanto num rio quanto no outro, as espécies que mais contribuíram para a biomassa não foram as mais abundantes (*Diffflugia gramen* e *Arcella vulgaris*) e sim aquelas de maior biovolume (*Diffflugia corona*, *Centropyxis aculeata* e *C. discoides*) representando 44% da biomassa no Rio Salgado e 56%, no Rio Cachoeira.

O Rio Colônia, apesar de ser o segundo em densidade apresentou a menor biomassa de amebas testáceas. Os táxons mais abundantes *Arcella vulgaris*, *A. hemisphaerica* e *A. hemisphaerica undulata* e *Diffflugia gramen*, que representaram 49% da densidade, contribuíram com somente 14% da biomassa; e aqueles de maior biovolume (*Centropyxis aculeata* e *Diffflugia lobostoma*) foram pouco representados

(9,5% da densidade) e contribuíram com somente 24% para a biomassa total, fazendo com que a biomassa neste rio fosse menor devido ao maior número de espécies com tamanho reduzido.

A ocorrência de 68 *taxa* de amebas testáceas na BHRC (diversidade γ) se aproxima de outros estudos também realizados em compartimentos planctônicos de ambientes lóticos. Resultados semelhantes a este foram observados por Kiss et al. (2009) no Rio Danúbio (Hungria), onde foram registrados 62 *taxa*. No Brasil, Alves et al. (2010) e Costa (2011) registraram 53 e 67 *taxas*, respectivamente, para planície de inundação do alto rio Paraná.

Muitos autores não consideram o compartimento planctônico como hábitat preferencial das amebas testáceas, embora, estudos recentes apresentam que a ocorrência desses organismos também é frequente neste compartimento em ambientes lóticos e lênticos (LANSAC-TÔHA et al., 2007; VELHO et al., 2003; COSTA et al., 2011; ALVES et al., 2012).

O predomínio das famílias Diffflugidae, Arcellidae e Centropxyidae encontrado nesse trabalho tem sido frequentemente relatado em outros estudos de assembleia de amebas testáceas, mostrando que essas famílias são numerosas e frequentes em sistemas aquáticos continentais (DABÉS; VELHO, 2001; FULONE, 2005; YANG et al., 2005; VELHO et al., 2004; SNEYOVAGA; ALEKPEROV, 2005; LANSAC-TÔHA et al., 2007, 2009; SILVA et al., 2009; ALVES, 2010; COSTA et al., 2011; ARRIEIRA et al., 2015; SCHWIND et al., 2015).

Organismos pertencentes a essas famílias são frequentes em ambientes lóticos, uma vez que a morfologia e a constituição das tecas as tornam resistentes ao fluxo de água, garantindo assim sua permanência nestes ambientes (CHARDEZ, 1968; LANSAC-TÔHA et al., 2007).

Velho et al. (2003) enfatizam que espécies encontradas em um determinado tipo de ambiente são mais morfológicamente semelhantes do que o que seria esperado ao acaso e, relatam que as assembleias de amebas testáceas podem ser consideradas eficientes “marcadores” da heterogeneidade ambiental quando comparadas aos outros grupos planctônicos, particularmente, em ambientes lênticos e lóticos. No estudo realizado em rios e lagos na planície de inundação do Rio Paraná, os autores relataram que as espécies com forma esférica e hemisféricas são mais abundantes em ambientes lênticos e espécies com forma achatadas e alongadas são mais adaptadas a ambientes lóticos, por apresentarem menor resistência ao fluxo.

Espécies da família Arcellidae foram as mais abundantes durante todo o período para BHRC, o mesmo padrão foi observado por outros autores, em estudos realizados no compartimento planctônico (VELHO et al., 2004; LANSAC-TÔHA et al., 2007, 2008; ALVES et al., 2008). A abundância de espécies do gênero *Arcella* no compartimento planctônico deve-se ao fato desses organismos apresentarem adaptações na estrutura e composição da carapaça, e forma que lhes permite a acessibilidade neste biótopo (OGDEN, 1991; ALVES, 2010).

Lansac-Tôha et al. (2014) analisando as formas dominantes nas assembleias de amebas testáceas em diferentes biótopos (plâncton, macrófitas e sedimento) em um lago nesta mesma planície de inundação, identificaram as formas achatadas e alongadas como características de macrófitas e sedimentos e, as esféricas e hemisféricas, como planctônicas.

As espécies mais frequentes na BHRC - *Centropyxis aculeata*, *Diffflugia gramen*, *Arcella discoides* e *Arcella vulgaris* - têm sido consideradas como constantes no compartimento planctônico (LANSAC-TÔHA et al., 2007; ALVES et al., 2008; ARRIEIRA et al., 2015) e em diferentes tipos de habitats (macrófitas aquáticas e sedimentos), demonstrando a inter-relação entre os compartimentos em diversos ambientes (LANSAC-TÔHA et al., 2007, 2014; SILVA, 2009; ALVES et al., 2010). A profundidade reduzida da coluna de água tem sido relatada como um dos fatores responsáveis pela inter-relação entre os compartimentos conforme evidenciado nos córregos Talhado e Talhadinho do Rio Preto em São Paulo (FULONE et al., 2005) e nas planícies de inundação do Rio Paraná (SCHWIND et al., 2015). Na BHRC, esta inter-relação pode também ser explicada pela reduzida profundidade dos rios, que foi sempre inferior a um metro em todos os pontos amostrais. A pequena profundidade associada ao fluxo de água pode ter sido responsável pelo carreamento das espécies de amebas testáceas associadas às macrófitas aquáticas e ao sedimento para o compartimento planctônico.

Em relação à forma, dentre as espécies mais frequentes e abundantes no plâncton da BHRC (*Centropyxis aculeata*, *Diffflugia gramen*, *Arcella discoides*, *Arcella vulgaris* e *Arcella hemisphaerica*), somente *Centropyxis aculeata* e *Arcella discoides* são achatadas enquanto as demais são esféricas ou hemisféricas.

As espécies achatadas (*Centropyxis aculeata* e *Arcella discoides*) são amplamente distribuídas em todo Brasil (VELHO et al., 1996, 2000; LANSAC-TÔHA et al., 2001) e foram consideradas como indicadoras de macrófitas por preferirem este

habitat (LANSAC-TÔHA et al., 2014). As carapaças achatadas e resistentes destas espécies as tornam menos vulneráveis ao carreamento pelo fluxo de água, portanto, melhor adaptadas à vida aderida ou associada às macrófitas (VELHO, 2003).

Na BHRC, estas espécies foram mais abundantes nas campanhas C2, C3 e C4 e nos Rios Cachoeira e Salgado, associadas à presença de macrófitas aquáticas e ao grau de trofia do sistema. Na primeira campanha, quase não havia macrófitas ao longo dos rios. A pequena profundidade dos rios da BHRC parece ter sido responsável pela presença destas espécies, preferencialmente associadas às macrófitas e ao sedimento, no compartimento planctônico.

A outra espécie de forma achatada, *Centropyxis aculeata*, esteve presente em todas as campanhas e nos três rios (abundância relativa entre 7% e 10%) tendo sido mais representada no Rio Cachoeira. Esta espécie é frequentemente citada como oportunista e capaz de viver em condições hostis, com elevada carga orgânica, locais com baixo pH e contaminados com metal pesado (arsênico, mercúrio e prata) (PATTERSON et al., 1996; REINHARDT et al., 1998; SCOTT et al., 2001).

Dentre as espécies esféricas ou hemisféricas mais frequentes e abundantes no plâncton da BHRC, *Diffugia gramen* e *Arcella hemisphaerica* são consideradas como indicadoras do plâncton (LANSAC-TÔHA et al., 2014). Como já relatado anteriormente as espécies do gênero *Arcella* apresentam adaptações na estrutura, composição e na forma das carapaças permitindo melhor acessibilidade e permanência neste biótopo (OGDEN, 1991; ALVES, 2010).

Na BHRC, assembleias de amebas testáceas estruturalmente distintas foram observadas entre os períodos hidrológicos de maior e menor precipitação. Observou-se uma tendência das espécies do gênero *Diffugia* serem mais frequentes no período com menor precipitação e *Diffugia gramen* e *D. manicata* foram consideradas como espécies indicadoras deste período, enquanto no período de maior precipitação, as espécies caracterizadas como indicadoras e que mais contribuíram para separação das assembleias eram, em maioria, pertencentes à família Arcellidae.

A análise RDA mostrou que além da precipitação, a temperatura e a condutividade contribuíram para a separação das espécies do gênero *Diffugia* (*Diffugia gramen*, *D. corona* e *Euglypha tuberculata*) períodos de menor precipitação, em águas com temperaturas médias acima de 29°C e condutividade elevadas. Convém ressaltar que a maior abundância de *Diffugia gramen*, representando 72% de dominância na amostra, coincidiu com o máximo de condutividade elétrica (1165 $\mu\text{S cm}^{-1}$) observado

neste estudo, sugerindo que essa espécie é fisiologicamente adaptada a viver em água com condutividade elétrica extremamente elevada.

Vieira et al. (2015), avaliando padrões que descrevem o efeito das inundações sobre a comunidade zooplancônica na planície de inundação do Rio Araguaia, encontrou o mesmo padrão para as espécies da família Diffugiidae, onde *Diffugia gramen* também foi caracterizada como espécie indicadora de águas baixas. As carapaças das espécies desta família tendem a ser mais densas, sendo constituídas em grande parte por compostos de origem exógena, como grãos de areia e frústulas de diatomáceas mais disponíveis na vegetação e no sedimento (SCOTT et al., 1991; DALBY et al., 2000).

No período de maior precipitação, as espécies *Arcella vulgaris*, *Arcella hemiphaerica*, *Arcella hemiphaerica* var. *unduluta* e *Arcella vulgaris* var. *undulata* foram selecionadas como indicadoras na BHRC, em águas com temperatura e condutividade mais baixas. O predomínio da família Arcellidae pode ser explicado, porque grande parte destes organismos apresenta o mesmo tipo morfológico (tecas hemisféricas), com carapaças leves, composta por material ctenóide secretado pelo próprio organismo, e vacúolos com gases que favorece a capacidade de flutuação, garantindo lhes uma maior permanência e distribuição em todo ambiente pelágico (VELHO et al., 1999; LANSAC-TÔHA et al., 2014).

A influência das condições ambientais sobre a assembleia de amebas testáceas pode ser também inferida quando analisamos as variações da diversidade α e a proporção de dominância das espécies ao longo das diferentes campanhas e diversidade β .

Na primeira campanha, o aumento no fluxo de água resultante da precipitação pluviométrica direta e do escoamento das águas do entorno causou uma diluição do sistema. Segundo Velho et al. (2004) o aumento do nível da água e, conseqüentemente, a lavagem da vegetação marginal, causaria um aumento na riqueza de espécies quando comparados com o período de águas baixas. Neste estudo, este fato foi observado somente nesta campanha, na qual condições favoráveis conduziram a uma maior riqueza, diversidade α , abundância e homogeneidade de espécies, resultando na seleção de onze espécies indicadoras com elevada fidelidade e especificidade.

Deste modo, o maior número de espécies indicadoras apontado pela análise Indval para a primeira campanha é decorrente da maior frequência e abundância das

espécies em condições mais amenas, confirmando o relatado por Ju et al. (2014), de que as amebas testáceas preferem ambientes com condições de trofia moderadas.

O efeito negativo das condições adversas agravadas pelo déficit hídrico ao longo deste estudo, passando de condições mais amenas na primeira campanha para condições mais rigorosas com elevada condutividade e eutrofização, impactou a assembleia de amebas testáceas na diversidade α e na frequência das espécies, diminuindo principalmente o número das espécies acessórias (20-50% de ocorrência), que passou de 25% na primeira campanha para cerca de 5% na última campanha. Este mesmo efeito também pode ser visto quando comparamos os diferentes rios. No Rio Colônia, a porcentagem de espécies acessórias (37%) decresce em direção ao Rio Cachoeira (22%), o mais impactado.

De acordo com Simões et al. (2015), as espécies acessórias são as que mais fortemente respondem aos gradientes ambientais, uma vez que as espécies raras estão sujeitas a variações estocásticas e as espécies comuns são resistentes às variações ambientais.

As águas continentais na BHRC com elevada condutividade elétrica resultante do substrato geológico e da precipitação pluviométrica decorrente do tipo de clima local e com forte influência do processo de eutrofização cultural parecem determinantes na seleção das assembleias de amebas testáceas.

Assim, em escala regional (considerando-se a BHRC como um todo), os resultados sugerem que estas condições de elevada condutividade e intermitência entre períodos secos e chuvosos funcionem (e/ou funcionaram ao longo do tempo geológico), como um filtro ambiental severo selecionando um conjunto de espécies competitivamente superiores, o que explicaria o fato da composição das assembleias de amebas testáceas ser uniformemente distribuída em grande escala e a pequena variabilidade (diversidade β) entre as assembleias dos três rios.

Mickney e Lockwood (1999) foram os primeiros a propor a teoria da homogeneização biótica. O processo de homogeneização biótica ocorre quando há uma substituição das espécies mais resistentes e competitivas pelas espécies menos resistentes. Atualmente, a homogeneização biótica é entendida como o aumento da similaridade na composição de espécies e, conseqüentemente, na diminuição da diversidade β . Segundo estes autores, se um distúrbio é amplamente distribuído e persistente, ele promoverá a expansão e dispersão das espécies mais resistentes e a

redução geográfica daquelas menos adaptadas, conduzindo a uma homogeneização biótica.

A pequena variabilidade (diversidade β) na composição das assembleias de amebas testáceas entre os rios, demonstra uma homogeneização biótica, ou seja, que as mesmas espécies alternam-se em frequência nos três rios e que a dispersão das espécies de amebas testáceas para a BHRC não é limitada.

Conforme enfatizado por Harrison (1992), a verdadeira substituição de espécies - substituição de espécies em vez da simples ausência de espécies – requer que estas sejam bem distribuídas ao longo de uma região (gradiente espacial ou temporal), ao invés de apresentarem sobreposição na distribuição ou de estarem aninhadas.

A análise da variabilidade temporal das assembleias de amebas testáceas na BHRC mostrou, que apesar de não ter sido detectada diferença significativa, a primeira campanha apresentou a menor diversidade β , ou seja, a maior homogeneização ambiental e biótica, quando comparada às outras.

Espera-se que durante o período de maior precipitação, o efeito da diluição e a dispersão de espécies sejam responsáveis por uma maior homogeneização ambiental e biótica, diminuindo a diversidade β (TOCKNER et al., 2000; THOMAZ et al., 2007; BOZELLI et al., 2015). Além disso, Lansac-Tôha et al. (2009) ainda alegam que o aumento do nível hidrológico favorece a troca de espécies entre os ambientes e, conseqüentemente, a maior substituição de espécies na composição da comunidade local.

As campanhas de menor precipitação (C2 e C3) apresentaram composição de espécies mais similares e a C3, a mais seca, apresentou a maior heterogeneidade ambiental. De acordo com Leibold et al. (2004), a heterogeneidade ambiental engloba uma maior variedade de recursos e condições capazes de abrigar espécies com nichos diferentes. Assim, devemos esperar uma maior diversidade β , uma vez que a heterogeneidade do hábitat é a maior causa da diversidade β (ANDERSON et al., 2011).

A quarta campanha, a segunda em heterogeneidade de habitats (conforme a diversidade β) sugere um estágio intermediário entre um período mais seco, devido ao déficit hídrico e com grande heterogeneidade ambiental, para um com o início das chuvas. A precipitação favorece a troca de espécies entre os ambientes do entorno, conduzindo a uma substituição de espécies na composição da assembleia local, aumentando o número de espécies ocasionais e reduzindo ainda mais o número de

espécies acessórias, resultado típico de um período de transição. Entretanto, parece que o aporte de água das chuvas ainda não foi suficiente para repor o déficit hídrico e homogeneizar o sistema, o que explica a elevada diversidade β desta campanha comparada à primeira, também chuvosa.

Os resultados obtidos mostraram uma homogeneização biótica das espécies de amebas testáceas na BHRC. As condições ambientais em escala regional (tipo de substrato geológico e tipo de clima, em que a BHRC está inserida, aliada à influência dos processos de eutrofização cultural) parecem funcionar (e/ou terem funcionado ao longo do tempo geológico) como um filtro ambiental fino selecionando as espécies competitivamente superiores, adaptadas a este ambiente severo, o que explica a composição das assembleias de amebas testáceas ser uniformemente distribuída em grande escala e a pequena variabilidade entre as assembleias dos três rios.

6. CONCLUSÃO

Há uma homogeneização biótica das espécies de amebas testáceas na BHRC, possivelmente decorrente do filtro ambiental severo em que a bacia está inserida, que seleciona e/ou selecionou um conjunto de espécies competitivamente superiores amplamente distribuídas em escala regional.

A precipitação parece ter forte influência no abrandamento e homogeneização das condições ambiental, e sobre a densidade, biomassa e homogeneização biótica das assembleias de amebas testáceas, reforçando a ideia de que este grupo prefere ambientes de estado trófico moderado.

A ocorrência dos períodos de maior ou menor precipitação, ao longo do tempo, parece ser/ter sido fundamental na manutenção da biodiversidade local, ora direcionando a pressão seletiva para as espécies mais resistentes e competitivas (homogeneidade biológica) e ora para as espécies menos resistentes (heterogeneidade biológica), mantendo uma elevada taxa de substituição de espécies e elevada diversidade regional.

7. REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 646 – 652, 2005.

- AHRENS, M. A.; PETER, R. H. Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 48, p. 1967 – 1978, 1990.
- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **Bioscience**, v. 43, p. 32 – 43, 1993.
- ALLAN, J. D. **Stream ecology – Structure and function of running waters**. London: Chapman e Hall. 388 p. 1995.
- ALVES, G.M.; LANSAC-TOHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; JOKO, C. Y.; COSTA, D. M. New records of testate lobose amoebae (Protozoa, Arcellinida) for the Upper Paraná River Floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, p. 175-195, 2007.
- ALVES, G. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; TAKAHASHI, E. M.; VELHO, L. F. M. Fluctuations of testate amoebae populations (Rhizopoda) in plankton from diferente environments on the upper Paraná river floodplain, Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 93, n. 2, p. 227 – 242, 2008.
- ALVES, G. M.; VELHO, L. F. M.; SIMÕES, N. R.; LANSAC-TÔHA, F. A. Biodiversity of testate amoebae (Arcellinida and Euglyphida) in diferente habitats of a lake in the Upper Paraná River floodplain. **European Journal of Protistology**, n. 46, p. 310 – 318, 2010.
- ALVES, G. M.; VELHO, L. F. M.; COSTA, D, M; LANSAC-TÔHA, F. A. Size structure of testate amoebae (Arcellinida and Euglyphida) in different habitats from a lake in the upper Paraná River floodplain. **European Journal of Protistology**, v. 48, p. 169 – 177. 2012.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUYE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19-28, 2011.
- ARRIEIRA, R. L. A; ALVES, G. M; SCHWIND, L. T. F; LANSAC-TÔHA, F. A. Local factors affecting the testate amoeba community (Protozoa: Arcellinida; Euglyphida) in a Neotropical floodplain. **Journal of Limnology**, v. 74, n 3. p. 444 – 452, 2015.
- BAHIA. Secretaria de Recursos Hídricos. **Programa de recuperação das bacias hidrográficas dos Rios Cachoeira e Almada**. Diagnóstico Regional. Caracterização Hidrológica. Ilhéus-BA, SRH/UESC, v. 1, Tomo IV. 2001.
- BEAVER, J. R.; CRISMAN, T. L. The role of ciliated protozoa in pelagic freshwater ecosystems. **Microbial Ecology**, n. 17, p. 111 – 136. 1989.

BLEICH, M. E.; SILVA, C. J.; ROSSETE, A. N. Variação temporal e espacial das características limnológicas de um ecossistema lótico no Cerrado do Mato Grosso. **Biotemas (UFSC)**, v. 22, p. 161 – 171, 2009.

BINI, L. M., VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. The effect of connectivity on the relationship between local and regional species richness of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in floodplain lagoons of the upper Paraná river, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. 145–151, 2003.

BOCARD, D.; GILLERT, F.; LEGENDRE, P. Numerical ecology with R. **Springer**. 2011.

BONECKER, C. C.; NAGAE, M. U.; BLETLER, M. C. M.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiology**, v. 579, p.115-123,2007.

BOZELLI, R. L.; THOMAZ, S. M.; PADIAL, A. A.; LOPES, P. M.; BINI, L. M. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. **Hydrobiologia**, v. 753, p. 233-241, 2015.

BUCKLAND, S. T.; MAGURRAM, A. E.; GREEN, R. E.; FEWSTER, R. T. Monitoring change in biodiversity through composite indices. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B**, 360, 243– 254. 2005.

CAIRNS JUNIOR, J.; CORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, v. 263, n. 1, p. 1 – 44, 1993.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n.1, p. 71 – 82, 2001.

CARON, D. A. Protistan community structure. In: HURST, C. J.; KNUDSEN, R. G.; MCINERNEY, M. J.; STETZENBACH, L. D.; WALTER, M. V. **Manual of Environmental Microbiology**, Seção IV, ACM Press, WASHINGTON, D. C. p. 378 – 389, 2001.

CARPENTER; S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, p. 559 – 568, 1998.

CHARDEZ, D. Études statistiques sur l'écologie et la morphologie des thecamoebiens (Protozoa, Rhizopoda Testacea). **Hydrobiologia**, v. 32, p. 271 – 287, 1968.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. PRIMER-E, Plymouth, UK. 2001.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER V5: user manual/tutorial**, PRIMER-E, Plymouth, UK. 2001.

COSTA, D. M.; ALVES, G. M.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. L. Species richness of testate amoebae in different environments from the upper Paraná river floodplain (PR/MS). **Acta Scientiarum, Biological Sciences Maringá**, v. 33, n. 3, p. 263 – 270, 2011.

DABÉS, M.B.G.S.; VELHO, L.F.M. Assemblage of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) associated to aquatic macrophytes stands in a marginal lake of the São Francisco river floodplain, Brazil. **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 2, p. 299 – 304, 2001.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. São Paulo, Vozes, Edusp. 1973. 472p.

DALBY, P.; KUMAR, A.; MOORE, J.M.; PATTERSON, R.T. Preliminary survey of Arcellaceans (Thecamoebians) as limnological indicators in tropical Lake Sentani, Irian Jaya, Indonesia. **Journal of Foraminiferal Research**, v. 30, n. 2, p. 135 – 142, 2000.

DECLOITRE, L. Le genre *Arcella* Ehrenberg. **Archivfür Protistenkunde**, n. 64, p. 152 – 287, 1928.

DEFLANDRE, G. Le genre *Centropyxis*. **Archivfür Protistenkunde**, n. 67, p. 322 – 375, 1929.

DIONI, W. Investigación preliminar de la estructura básica de las asociaciones de la micro y mesofauna de las raíces de las plantas flotantes. **Acta Zoologica Lilloana**. Buenos Aires, v. 23, p. 111 – 137, 1967.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345 – 366, 1997.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.

FOISSNER, W. Protist diversity and distribution: some basic considerations. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 235 – 242, 2008.

FULONE, L. J.; LIMA, A. F.; ALVES, G. M.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Composição de amebas testáceas (Protozoa; Rhizopoda) de dois córregos do Estado de São Paulo, incluindo novos registros para o Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 27, n. 2, p. 113 – 118. 2005.

FULONE, L. J.; VIEIRA, L. C. G.; VELHO, L. F. M.; LIMA, A. F. Influence of depth and rainfall on testate amoebae (Protozoa-Rhizopoda) composition from two streams in northwestern Sao Paulo state. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 20, n. 1, p. 29 – 34, 2008.

GALLEGOS-NEYRA, E. M.; LUGO-VÁZQUEZ, A.; CALDERÓN-VEJA, A.; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, M. D. S.; MAYÉN-ESTRADA, R. Biodiversidad de protistas amébidos de vida libre en México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 85, p. 10 – 25, 2014.

GAUTHIER-LIEVRE, L.; THOMAS, R. Le genre *Diffflugia*, *Pentagonia*, *Maghrebiet* *Hoogenraadia* (Rhizopodes Testacès) em Afriquer. **Archivfür Protistenkunde**, v. 103, p. 1 – 370, 1958.

_____. Le genres *Cucurbitella* Pènard. **Archivfür Protistenkunde**, n. 104, n. 4, p. 569 – 60, 1960.

GILBERT, D.; AMBLARD, C.; BOURDIER, G.; FRANCEZ, A. J. The microbial loop at the surface of a peatland: structure, functioning and impact of nutrients inputs. **Microbial Ecology**, n. 35, p. 89 – 93, 1998.

GOMES E SOUZA, M. B. **Guia das tecamebas**. Bacia do rio Peruaçu – Minas Gerais. Subsídio para conservação e monitoramento da Bacia do Rio São Francisco. Editora UFMG, Belo Horizonte. 2008.

GOTELLI, N. J.; R. K. COLWELL. Estimating species richness. In MAGURRAN, A. E.; Mc GILL B. J. (Eds). **Biological Diversity: Frontiers in measurement and assessment**, Oxford University Press, Oxford. p. 39 – 54. 2011.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. **Methods of Seawater Analysis**. Weinheim: Verlagchemie. 1983. 419 p.

HARDOIM, E. L. **Taxonomia e ecologia de Testacea (Protozoa: Rhizopoda) do Pantanal de Poconé – Rio Bento Gomes e Vazante Birici, Mato Grosso, Brasil**. 341 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1997.

HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, p. 141–148, 1992.

HARUM, T.; SACCON, P.; REGO, N. A. C.; PAULA, F. F. C.; SANTOS, J. W. B. Modelos de vulnerabilidade hidrológica para a bacia hidrográfica do rio Cachoeira (Bahia) utilizando sistemas de informações geográficas. **Gaia Scientia**, v. 1, n. 2, p. 89 – 95.

HUBBELL, S. P. **A Unified Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University Press, Princeton. 2001.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 15 – 427, 1957.

JEFFREY, S. W.; HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. **Biochemical and Physiology Pflanzen**, v. 167, p. 194 – 204, 1975.

JU, L.; YANG, J.; LIU, L.; WILKINSON, D. M. Diversity and Distribution of Freshwater Testate Amoebae (Protozoa) Along Latitudinal and Trophic Gradients in China. **Microbial Ecology**, v. 68, p. 657 – 670, 2014.

KINDT, R.; COE, R. **Tree Diversity Analysis. A Manual and Software for Common Statistical Methods for Ecological and Biodiversity Studies**. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF), 197 p., 2005.

KISS, Á. K.; ÁCS É.; KISS, K. T.; TÖRÖK, J. K. Structure and seasonal dynamics of the protozoan community (heterotrophic flagellates, ciliates, amoeboid protozoa) in the plankton of a large river (River Danube, Hungary). **European Journal of Protistology**, v. 45, p. 121 – 138, 2009.

KLUMPP, A.; BAUER, K.; FRANZ-GERSTEIN, C.; MENEZES, M. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**, v. 28, p. 165 – 171, 2002.

LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; TAKAHASHI, E. M.; AOYAGUI, A. S. M.; BONECKER, C. C. On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. V. Families Hyalospheniidae, Plagyopixidae, Microcoryciidae, Cryptodiffugiidae, Phryganelidae, Euglyphidae, Trinematiidae and Cyphoderiidae. **Acta Scientiarum. Maringá**, v. 23, n. 2, p. 333 – 347, 2001.

LANSAC-TÔHA, F. A.; ZIMMERMANN-CALLEGARI, M. C.; ALVES, G. M.; VELHO, L. F. M.; FULONE, L. J. Species richness and geographic distribution of testate amoebae (Rhizopoda) in Brazilian freshwater environments. **Acta Scientiarum**, v. 29, n. 2, p. 185 – 195, 2007.

LANSAC-TÔHA, F. A.; ALVES, G. M.; VELHO, L. F. M.; ROBERTSON, B. A.; JOKO, C. Y. Composition and occurrence of testate amoebae in the Curuá-Una Reservoir (State of Pará, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, p. 177 – 195, 2008.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M.; SIMÕES, N. R.; DIAS, J. D.; ALVES, G. M.; TAKAHASHI, E. M. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 539 – 549, 2009.

LANSAC-TOHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; COSTA, D. M.; SIMOES, N. R.; ALVES, G. M. Structure of the testate amoebae community in different habitats in a neotropical floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 181 – 190. 2014.

LAUT, L. L. M.; **Foraminíferos e tecamebas com indicadores ambientais em estuários tropicais – Brasil**. Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha. Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2007.

LEGENDRE, L.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology**. Elsevier, Amsterdam. p. 870, 1998.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 4, p. 435 – 450. 2005.

- LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n.11, p. 1324 – 1334, 2014.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601– 613, 2004.
- LEINSTER, T; COBBOLD, C. A. Measuring diversity: the importance of species similarity. **Ecology**, v. 93, n. 3, p. 477 – 489, 2012.
- LUCIO, M. Z. T. P. Q. L.; SANTOS, S. S.; SILVA, D. M. L. Hydrochemistry of Cachoeira River (Bahia State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 2, p. 181 – 192, 2012.
- MADRID, J. Z. Estado de conocimiento de los tecamebianos dulceacuicolas de Chile. **Gayana**, v. 70, n. 1, p. 27 – 30, 2006.
- MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurement. **New Jersey: Princeton University Press**, 179 p. 1988.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science. 2004.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**, v. 500, p. 231 – 242, 2003.
- MICKNNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450 – 453, 1999.
- MEDIOLI, F. et al. Fossil thecamoebians: present status and prospects for the future. In: HEMLEBEN, C. et al. (Eds). **Paleoecology, Biostratigraphy, Paleoceanography and Taxonomy of Agglutinated Foraminifera**. NATO Advanced Study Institute Series C, Mathematics and Physics, p. 813 – 840. 1990.
- MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In CHAPMAN, D. (ed.). **Water Quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, p. 1 – 17, 1992.
- MISSAWA, N. A. Influência das alterações físicas e químicas provocadas por poluentes orgânicos na estrutura de comunidades de testacea (Protozoa: Rhizopoda) no rio Cuiabá – MT. 2000. 144 f. **Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade)** – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 2000.
- MUKHERJEE, B.; NIVEDITA, M.; MUKHERJEE, D. Plankton diversity and dynamics in a polluted eutrophic lake, Ranchi. **Journal of Environmental Biology**, v. 31, p. 827 – 839. 2010.

NACIF, P. G. S. **Ambientes naturais na Bacia Hidrográfica do rio Cachoeira, com ênfase aos domínios pedológicos**. 2000. 40 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2000.

OGDEN, C. G. Observations on the systematics of the genus *Diffugia* in Britain (Rhizopoda, Protozoa). **Bulletin Britanic Museum. Nature History (zoology)**, v. 44, p. 1 – 73, 1983.

_____. Notes on testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) from Lake Vlasina, Yugoslavia. **Bulletin Britanic Museum. Nature History (zoology)**, London, v. 47, n. 5, p. 241 – 263, 1984.

OGDEN, C. G. Gas vacuoles and flotation in the testate amoeba *Arcella discoides*. **Journal of Protozoology**, n. 38, p. 269 – 270, 1991.

OGDEN, C. G.; HEDLEY, R. H. **An atlas of freshwater testate amoebae**. Oxford: Oxford University Press, 1980. 222 p.

OGDEN, C. G.; ZIVKOVIC, A. Morphological studies on some Diffugiidae from Yugoslavia (Rhizopoda, Protozoa). **Bulletin Britanic Museum. Nature History (zoology)**. London, v. 44, n. 6, p. 341 – 375, 1983.

OKSANEN, J; BLANCHET, F. G; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. vegan: **Ecologia Pacote Comunidade**. R pacote versão 2,0-7. Disponível em <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2013.

PAERL, H. W.; DYBLE, J.; MOISANDER, P. H.; NOBLE, R. T.; PIEHLER, M. F.; PINCKNEY, J. L.; STEPPE, T. F.; TWOMEY, L.; VALDES, L. M. Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies. **Microbiology Ecology**, v. 46, p. 233 – 246, 2003.

PATTERSON, R. T.; MACKINNON, K. D.; SCOTT, D. B.; MEDIOLI, F. S. Arcellaceans (Thecamoebians) in small lakes of New Brunswick and Nova Scotia: modern distribution and Holocene stratigraphic changes: **Journal of Foraminiferal Research**, v. 15, p. 14 – 137, 1985.

PATTERSON, R. T.; BARKER, T.; BURBIDGE, S. M. Arcellaceans (thecamoebians) as proxies of arsenic and mercury contamination in northeastern Ontario lakes. **Journal of Foraminiferal Research**, v. 26, p. 172 – 183, 1996.

PAULA, F. C. F.; SILVA, D. M. L.; SOUZA, C. M. Tipologias Hidroquímicas das Bacias Hidrográficas do Leste da Bahia. **Revista Virtual de Química**, v. 4, n. 4, p. 365 – 373, 2012.

PITMAN, N. C. A.; TERBORGH, J. W.; SILMAN, M. R.; NUNEZ, V. P. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. **Ecology**, v. 80, p. 2651 – 2661. 1999.

PITMAN, N. C. A.; TERBORGH, J. W.; SILMAN, M. R.; NUNEZ, V. P.; Neill, D. A. Ceron, C. E.; PALACIOS, W. A.; AULESTIA, M. Dominance and distribution of tree

species in two upper Amazonian terra firme forests. **Ecology**, v. 82, p. 2101 – 2117. 2001.

PORTER, K. G.; SHERR, B. F.; FACE, M.; SANDERS, R. W. Protozoa in planktonic food webs. **Journal of Protozoology**, v. 32, p. 409 – 415, 1985.

PROCLIMA/INPE (2015). **Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste**. Disponível em: <<http://proclima.cptec.inpe.br/>>. Acesso: 02/09/2015.

REINHARDT, E. G.; DALBY, A. P.; KUMAR, A.; PATTERSON, R. T. Utility of arcellacean phenotypic variants as pollution indicators in mine tailing contaminated lakes near Cobalt, Ontario, Canada. **Micropaleontology**, v. 44, n. 2, p. 131 – 148, 1998.

ROBERTS, D. W. **Ordination and Multivariate Analysis for Ecology**. 2015. URL: <http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>.

SCHIAVETTI, A.; SCHILLING, A. C.; OLIVEIRA, H. T. Caracterização Sócio-ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Sul da Bahia, Brasil. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (Eds.). **Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações**. Ilhéus, Bahia: Editus, p. 141 – 161, 2002.

SCHWIND, L. T. F.; ARRIEIRA, R. L.; Dias, J. D.; SIMÕES, N. R.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. The structure of planktonic communities of testate amoebae (Arcellinida and Euglyphida) in three environments of the Upper Paraná River basin, Brazil. **Journal of Limnology**, 2015.

SCOTT, D. B.; MEDIOLI, F. S.; SCHAFER, C. T. Monitoring of Coastal environments using Foraminifera and Thecamoebian indicators. **Cambridge University Press**, 176p, 2001.

SIEBURTH, J. M. C. N.; SMETACEK, V.; LENZ, J. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. **Limnology and oceanography**, v. 23, p. 1256 – 1263. 1978.

SILVA, M. B.; RIBEIRO, S. M. M. S.; VELHO, L. F. M. Composição de amebas testáceas (Amoebozoa: Rhizopoda) associadas à Rizosfera de *Eichhornia Crassipes* (Martius) Solomons (Pontederiaceae) no Rio Cachoeira, Bahia, Brasil: novos registros para o nordeste. **Sitientibus**, Série Ciências Biológicas, v. 9, p. 192 – 203. 2009.

SILVA, C. A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a jusante e a montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringa v. 23 n. 2 p. 283 – 290. 2001.

SIMÕES, N. R.; NUNES, A. H.; DIAS, J. D.; TOHA, F. A. L.; VELHO, L. F. M.; BONECKER, C. C. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, p. s/n, 2015.

SMITH, H.; BOBROV, A.; LARA, E. Diversity and biogeography of testate amoebae. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 329 – 343, 2008.

SNEYOVAGA, N.; ALEKPEROV, I. Fauna of testate amoebae of western Azerbaijan rivers. **Protistology**, v. 4, n. 2, p. 149 – 183, 2005.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 25, n. 11, p. 1331 – 1346, 2003.

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

TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J. V. An extension of the flood pulse concept. **Hydrological Processes**, v. 14, p. 2861-2883, 2000.

TSYGANOV, A.; MAZEI, Y. Morphology and biometry of *Arcella intermedia* (Deflandre, 1928) comb. nov. from Russia and a review of hemispheric species of the genus *Arcella* (Testacealobosea, Arcellinida). **Protistology**, v. 4, n. 4, p. 361 – 369, 2007.

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 7 – 16, 2008.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; KALLIOLA, E.; LINNA, A.; DANJOY, W.; RODRIGUEZ, Z. Dissecting Amazonian biodiversity. **Science**, v. 269, p. 63 – 66, 1995.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Testate amoebae (Rhizopodea- Sarcodina) from zooplankton of the high Paraná river floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil: II. Family Diffugiidae. **Stud. Neotrop. Fauna Environ.** v. 31, p. 179 –192, 1996.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BINI, L. M. Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brasil. **Hydrobiologia**, n. 411, p. 103 – 113, 1999.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; ZIMMERMANN-CALLEGARI, M. C. On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. II. Families Centropyxidae, Trigonopyxidae and Plagiopyxidae. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 22, n. 2, p. 365 – 374, 2000.

VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BINI, L. M. Influence of environmental heterogeneity on the structure of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) assemblages in the plankton of the upper Paraná River floodplain, Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 88, p. 154 – 166, 2003.

VELHO, L. F. M.; BINI, L. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Testate amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) diversity in plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 523, p. 103 – 111, 2004.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; DEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Fish Aquatic Science**, v. 37, p. 130 – 137, 1980.

VIEIRA, L. C. G.; PADIAL, A. A.; VELHO, L. F. M.; BINI, L. M. Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 374 – 381, 2015.

VUCETICH, M. C. Estudio de tecamebianos argentinos, en especial los del dominio pampasico. **Revista del Museu de La Plata, serie Zoología**, v. 11, n. 108, p. 287 – 332, 1973.

WETZEL, R.G. **Limnology**. 3^a ed. Academic Press, New York. 2006.

_____. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3^a ed. San Diego, CA Academic Press, 2001. 1006 p.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Great Smoky Mountains. **Ecological Monographs**, v. 26, p. 1 – 80. 1956.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains. Oregon and California. **Ecology Monographs**, v. 30, p. 279 – 338, 1960.

_____. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon** v. 21, p. 213 – 251, 1972.

_____. **Communities and Ecosystems**. Ed. Mc Millan. 1972. 158 p.

YANG, J.; ZHANG, W.; FENG, W.; SHEN, Y. Testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) from Northwest Yunnan, China. **Journal of Freshwater Ecology**, n. 20, p. 583–590, 2005.

8. APÊNDICE

Apêndice 1. Densidade (ind m⁻³) e biomassa (µgC m⁻³) de amebas testáceas da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (Rios Salgado, Colônia e Cachoeira).

	Rio Salgado				Rio Colônia				Rio Cachoeira			
	Dens. Ind m ⁻³		Biom. µgC m ⁻³		Dens. Ind m ⁻³		Biom. µgC m ⁻³		Dens. Ind m ⁻³		Biom. µgC m ⁻³	
Arcellidae	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
<i>Arcella cônica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	27,78	8,02	0,02	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Arcella costata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	83,33	42,91	0,18	0,36	27,78	8,02	0,02	0,08
<i>Arcella discoides</i>	327,78	291,54	5,03	5,48	277,78	139,06	5,14	3,26	212,12	141,64	3,07	2,68
<i>Arcella gibbosa</i>	166,67	48,11	0,07	0,25	83,33	24,06	0,06	0,21	44,44	27,35	0,59	1,62
<i>Arcella hemisphaerica</i>	215,28	220,27	0,83	1,49	486,11	649,77	1,94	3,73	189,39	172,51	0,74	0,57
<i>Arcella hemisphaerica</i> var. <i>gibba</i>	55,56	16,04	0,02	0,08	97,22	48,05	0,16	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Arcella hemisphaerica</i> f. <i>undulata</i>	222,22	236,40	0,59	1,13	344,44	367,05	1,23	1,50	123,02	83,30	0,28	0,36
<i>Arcella intermedia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	83,33	24,06	0,05	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Arcella megastoma</i>	64,81	32,35	4,97	10,12	44,44	27,35	6,53	10,35	55,56	35,20	5,41	9,41
<i>Arcella rotundata</i>	27,78	8,02	0,01	0,05	116,67	110,56	0,26	0,60	120,37	79,86	0,22	0,63
<i>Arcella rotundata alta</i>	55,56	24,66	0,12	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	27,78	8,02	0,03	0,12
<i>Arcella rotundata aplanata</i>	150,00	116,13	0,80	1,51	83,33	44,52	0,50	0,76	60,19	48,05	0,45	0,64
<i>Arcella vulgaris</i>	453,70	423,45	1,77	2,36	825,76	1128,72	3,33	4,80	368,06	383,65	1,80	1,47
<i>Arcella vulgaris undulata</i>	205,56	183,29	0,45	1,07	230,16	144,01	0,70	0,79	143,52	117,53	0,42	0,70
Centropyxidae												
<i>Centropyxis aculeata</i>	388,89	366,29	16,85	26,91	240,74	164,69	11,76	11,25	285,35	202,90	16,44	16,52
<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>oblonga</i>	55,56	16,04	0,16	0,57	41,67	17,27	0,36	0,95	83,33	32,44	0,70	1,70
<i>Centropyxis aerophila</i>	27,78	8,02	0,02	0,08	55,56	16,04	0,05	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Centropyxis aplanata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	83,33	32,44	2,08	4,86
<i>Centropyxis arceloides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	37,04	18,09	0,49	0,97	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Centropyxis cassis</i>	48,61	32,35	0,26	0,49	27,78	13,68	0,07	0,18	27,78	12,56	0,07	0,15

<i>Centropyxis constricta</i>	41,67	17,27	0,05	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Centropyxis discoides</i>	138,89	106,90	12,83	22,38	105,56	71,88	3,48	3,23	125,00	88,64	10,10	10,57
<i>Centropyxis ecornis</i>	149,31	137,85	3,57	6,09	123,74	84,97	3,51	2,92	136,11	115,12	5,01	6,26
<i>Centropyxis globulosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	27,78	8,02	0,08	0,28
<i>Centropyxis kahli</i>	27,78	8,02	0,07	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Centropyxis marsupiformis</i>	27,78	8,02	0,00	0,00	27,78	8,02	0,05	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Centropyxis minuta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	27,78	8,02	0,03	0,10
<i>Centropyxis platystoma</i>	101,85	48,05	0,23	0,42	83,33	51,63	0,41	0,84	105,56	69,53	0,53	1,02
<i>Centropyxis spinosa</i>	48,61	27,67	0,90	2,08	41,67	17,27	0,62	1,80	27,78	12,56	0,25	0,50
Diffflugidae												
<i>Cucubitelata obturata</i>	27,78	8,02	0,23	0,80	27,78	8,02	0,00	0,00	27,78	8,02	0,00	0,00
<i>Diffflugia acutissima</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	111,11	32,08	0,43	1,48	27,78	8,02	0,15	0,51
<i>Diffflugia acuminata</i>	76,39	63,19	1,50	3,71	61,11	36,43	0,86	1,71	83,33	24,06	0,31	1,09
<i>Diffflugia corona</i>	375,00	309,80	19,78	32,27	55,56	42,71	3,36	6,60	177,08	272,20	13,43	28,68
<i>Diffflugia corona</i> var. <i>ecornis</i>	500,00	144,34	10,83	37,53	27,78	8,02	0,45	1,56	41,67	17,27	2,14	5,91
<i>Diffflugia difficilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	27,78	10,81	0,13	0,34	27,78	10,81	0,17	0,39
<i>Diffflugia elegans</i>	55,56	24,66	0,09	0,22	172,22	125,05	1,69	3,88	87,96	53,57	0,73	0,84
<i>Diffflugia globularis</i>	97,22	59,02	1,16	2,19	66,67	50,25	0,63	1,25	38,89	22,03	1,09	1,94
<i>Diffflugia gramen</i>	734,85	1009,71	8,87	11,13	272,73	263,52	5,63	6,25	303,03	221,91	5,82	5,43
<i>Diffflugia kempnyi</i>	48,61	32,35	2,07	3,41	77,78	60,20	4,10	6,24	37,04	18,09	0,78	1,82
<i>Diffflugia lanceolata</i>	37,04	18,09	0,58	1,23	38,89	22,03	0,76	1,35	27,78	8,02	0,08	0,26
<i>Diffflugia levanderi</i>	27,78	8,02	0,10	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diffflugia liminetica</i>	27,78	10,81	0,08	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diffflugia linearis</i>	27,78	8,02	0,02	0,07	27,78	8,02	0,02	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diffflugia lobostoma</i>	171,72	141,31	6,40	5,57	108,33	91,84	7,00	9,22	77,16	73,45	3,12	3,22
<i>Diffflugia mamilaris</i>	41,67	17,27	0,05	0,16	0,00	16,04	0,14	0,49	41,67	17,27	0,24	0,60
<i>Diffflugia manicata</i>	27,78	8,02	0,07	0,16	55,56	16,04	0,04	0,14	41,67	17,27	0,08	0,18
<i>Diffflugia minuta</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	120,37	87,41	0,16	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>Diffflugia muriformis</i>	48,61	27,67	1,00	1,77	46,30	25,01	0,71	1,56	27,78	8,02	0,18	0,61
<i>Diffflugia oblonga</i>	34,72	18,57	0,61	1,05	69,44	27,67	0,81	1,91	55,56	16,04	0,28	0,97
<i>Diffflugia oblonga elongata</i>	27,78	8,02	0,10	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diffflugia schuurmani</i>	194,44	83,61	0,58	1,53	69,44	32,35	0,22	0,61	222,22	64,15	0,40	1,37
<i>Diffflugia tuberculata</i>	166,67	48,11	0,51	1,75	0,00	0,00	0,00	0,00	83,33	24,06	0,19	0,64
<i>Pontigulasia compressa</i>	27,78	10,81	0,10	0,24	27,78	8,02	0,05	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pontigulasiasp,1</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	55,56	16,04	0,05	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Protocucubitela coroniformis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	27,78	8,02	1,42	4,92
Euglyphidae												
<i>Euglypha acantophora</i>	157,41	180,34	0,41	1,03	100,00	70,07	0,34	0,35	152,78	114,43	0,37	0,42
<i>Euglypha denticulata</i>	37,04	18,09	0,02	0,05	41,67	22,16	0,04	0,06	69,44	42,43	0,07	0,12
<i>Euglypha filifera</i>	27,78	10,81	0,03	0,06	27,78	12,56	0,02	0,05	194,44	56,13	0,04	0,13
<i>Euglypha leavis</i>	46,30	22,03	0,02	0,05	64,81	40,09	0,06	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Euglypha tuberculata</i>	97,22	61,36	0,13	0,26	88,89	55,97	0,14	0,23	97,22	57,21	0,25	0,26
Lesquereusiidae												
<i>Lesquereusia globulosa</i>	41,67	17,27	0,58	1,48	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lesquereusia modesta</i>	55,56	24,66	1,24	3,35	83,33	24,06	0,69	2,39	83,33	24,06	0,75	2,60
<i>Lesquereusia spirales</i>	48,61	25,01	1,79	3,21	55,56	39,87	1,72	4,61	72,22	48,05	3,26	5,05
<i>Ntzelia oviformis</i>	64,81	30,10	0,52	0,96	27,78	8,02	0,07	0,24	27,78	8,02	0,05	0,16
<i>Netzelia waillesi</i>	136,36	118,15	3,65	4,21	117,28	81,92	5,99	12,35	138,89	127,82	3,11	3,48
Phryganellidae												
<i>Phryganella hemisphaerica</i>	83,33	24,06	0,02	0,07	55,56	27,78	0,04	0,07	27,78	8,02	0,01	0,03
Trigonopyxidae												
<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	83,33	24,06	0,11	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Trinematiidae												
<i>Trinema lineare</i>	83,33	63,92	0,08	0,15	87,96	73,45	0,07	0,11	64,81	34,45	0,04	0,10