



Riqueza e distribuição de eucariontes unicelulares em três córregos sob influência antrópica na cidade de Ivinhema, Mato Grosso do Sul, Brasil

doi.org/10.4136/ambi-agua.1038

Emílio Colzani^{1*}; Maria Aparecida Martins Alves²

¹Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS) - Ivinhema, MS, Brasil
Curso de Ciências Biológicas

²Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS) - Dourados, MS, Brasil
Curso de Ciências Biológicas

*Autor correspondente: e-mail: biocolzani@gmail.com,
magiovanetti@uems.br

RESUMO

Eucariontes unicelulares são abundantes na maioria dos ambientes aquáticos, contribuindo de várias maneiras nos ecossistemas, tais como produtores, consumidores primários e secundários, exercendo um importante papel no declínio e controle de comunidades bacterianas e ciclagem de nutrientes. O objetivo desse estudo foi descrever a riqueza e distribuição de eucariontes unicelulares no córrego Ponta Porã e seus principais afluentes, buscando possíveis relações com a qualidade de suas águas nos locais amostrados. Foram selecionados seis locais de coleta, considerando: nascentes (L1 e L2), jusante (L5 e L6) e a principal fonte poluidora (L3). Foram utilizadas análises de similaridade e correspondência canônica para avaliar as relações entre riqueza e distribuição dos organismos para as variáveis abióticas (oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez e condutividade). A riqueza foi relacionada com o aumento de sedimento orgânico e inorgânico, oriundos da decomposição e erosão. Foi verificada uma variação na distribuição dos gêneros, com predominância discreta de organismos ciliados, sendo alguns gêneros indicadores de ambientes eutrofizados. As presenças de *Vorticella*, *Saprodinium*, *Paramecium*, *Metopus* e *Chilodonella* sugerem um ambiente que varia de polissapróbico a oligossapróbico. Gêneros como *Urostyla*, que tem sido usado como indicador de qualidade da água, o flagelado *Cercomonas*, que possui uma ampla dispersão em ambientes aquáticos, *Didinium*, um ciliado predador amplamente disperso, *Synura*, uma crisófito sensível a pH básico e altas temperaturas, e *Amoeba*, mais frequentemente encontrados em águas limpas ou em processo de depuração, podem ser pressupostos de recuperação ambiental, visto que são gêneros também registrados nos locais menos impactados.

Palavras-chave: Centro-oeste brasileiro, ciliados, erosão, eutrofização, impactos ambientais.

Richness and distribution of unicellular eukaryotes in three streams under anthropic influence, Ivinhema City, Mato Grosso do Sul State, Brazil

ABSTRACT

Unicellular eukaryotes are abundant in most aquatic environments and contribute in several ways to ecosystems. For example, they act as producers, as primary and secondary

consumers, and they aid in the decrease and control of bacteria communities and in nutrient cycling. The aim of this study was to describe the abundance and distribution of unicellular eukaryotes in Ponta Porã stream and in its main tributary streams, as well as possible relationships between their presence and water quality on the sampled sites. We selected six sites (locals), considering headwaters (L1 and L2), downstreams (L5 and L6) and the main pollution source (L3). We used similarity and canonical correspondence analysis to evaluate relationships between microorganism abundance and distribution to abiotic variables (dissolved oxygen, pH, temperature, turbidity and conductivity). Abundance was related to the increase of organic and inorganic sediment due to decomposition and erosion. We had a variation on the genera distribution, with slight predominance of ciliates, and some genera used as eutrophicated environmental indicators. The presence of *Vorticella*, *Saprodinium*, *Paramecium*, *Metopus* and *Chilodonella* suggests an environment ranging from polysaprobic to oligosaprobic. *Urostyla*, that has been used as water quality indicators, the flagellate *Cercomonas*, that has broad dispersion in aquatic environments, *Didinium*, a ciliate predator widely dispersed, *Synura*, a chrysophyte sensitive to basic pH and high temperatures, and *Amoeba*, frequently found in clean or in deperation process waters, may suggest a recuperating environment, since they are also found on lesser impacted sites.

Keywords: Brazilian Midwest, ciliates, erosion, eutrophication, environmental impacts.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas têm-se multiplicado iniciativas no sentido da recuperação de áreas degradadas, com interesses voltados na restauração da paisagem natural. Os motivos, além das questões históricas, estéticas e paisagísticas visando atividades turísticas, são também voltados aos aspectos econômicos de conservação de recursos hídricos, melhoria do microclima, recuperação do potencial econômico (*i.e.* biotecnologia, plantas medicinais, madeiras, ornamentais, frutíferas) e de atendimento às exigências legais (Brasil, 2002). Entretanto, além dos fatores econômicos e estéticos, uma disposição de alerta necessita fazer parte da consciência pública, no que diz respeito à perda de biodiversidade. Com esse intuito, diversos programas visando à conservação têm sido propostos, e fortes investimentos são requeridos em níveis globais, regionais e locais para mitigar esta situação (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), e para que esses esforços se tornem representativos o monitoramento ambiental de áreas conservadas e sob influência antrópica se faz necessário (Buss et al., 2008).

O desmatamento em áreas de encostas e matas ciliares para construções urbanas, plantio de monoculturas e pecuária extensiva são os principais responsáveis pela efetiva perda de diversidade taxonômica e funcional em comunidades biológicas aquáticas (Norris, 2008). A alteração física da paisagem (estrutura de habitat) por lançamentos de efluentes e dejetos oriundos dessas alterações causam a eutrofização de córregos e lagos devido a altas taxas de nutrientes (Carpenter et al., 1998). Esses nutrientes dissolvidos, como nitrogênio e fósforo, em altas concentrações podem estimular a produtividade e alterar a composição elementar da biota aquática, em primeira instância, dos microrganismos autótrofos e heterótrofos (Bowman et al., 2005), pois quando os valores de nutrientes excretado é alto e o valor limitante de nutrientes é conservado a comunidade zooplânctônica pode modificar as taxas de nutrientes do fitoplâncton através da herbivoria e reciclagem dos nutrientes (Elser e Urabe, 1999; Pereira et al., 2011), com isso os efeitos dos poluentes vão se dissipando ao longo do corpo d'água, impulsionados por flutuações de curta ou longa duração que têm impacto na organização, na

sucessão temporal e espacial das comunidades de microrganismos aquáticos (Tundisi et al., 2002).

Eucariontes unicelulares são abundantes na maioria dos ambientes aquáticos, possuem importantes papéis em ecossistemas aquáticos, tais como produtores, consumidores primários e secundários (Jiang et al., 2012) exercendo um importante papel no declínio e controle de comunidades bacterianas (Corno e Jürgens, 2008; Glücksman et al., 2010), seja pela predação ou por competição por recursos. Dentre os sete supergrupos de protistas os mais diversos são Stramenopiles, com aproximadamente 25.000 morfoespécies descritas, Alveolata, Rhizaria, e Archaeplastida, somando cerca de 10.000 espécies descritas, contra pouquíssimas espécies catalogadas para Amoebozoa (~2.400), Excavata (~2.300), e Opisthokonta unicelulares (~300) (Pawlowski et al., 2012). Entretanto, a taxonomia desse grupo tem sido constantemente revisada com auxílio de técnicas moleculares e atualmente tem levado alguns autores a adotarem grupos hierárquicos sem uma designação formal, como filos, classes, ordens (Adl et al., 2005), por serem mais flexíveis a posteriores mudanças, visto que alguns grupos não podem ser simplesmente determinados como autótrofos ou heterótrofos, pois muitos heterótrofos formam simbioses com espécies fotossintéticas e muitas espécies fotossintéticas também são fagotróficas e osmotróficas (Adl et al., 2005). Algumas dessas espécies podem ser usadas como indicadoras de ambientes eutrofizados, pois respondem rapidamente a alterações nas variáveis abióticas como, oxigênio dissolvido, turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura (Bark, 1981; Paiva e Silva-Neto, 2004), além de absorver todos os compostos dissolvidos na água e sedimento (Elser e Urabe, 1999).

Atualmente há duas abordagens técnicas predominantes para o uso de eucariontes unicelulares em programas de monitoramento: (1) o estudo da comunidade, com coletas diretas nos ambientes de interesse e trabalhos experimentais, com manutenção de criadouros; e (2) testes toxicológicos em ambiente controlado e espécies previamente selecionadas (Lynn e Gilron, 1992). A segunda abordagem oferece a exatidão de seus resultados e parece mais interessante quando seu objetivo é testar compostos específicos sobre a comunidade, no entanto, para aplicabilidade desses testes são necessárias informações sobre essa comunidade, sua diversidade e distribuição para posterior seleção das mesmas. Sabe-se que a estrutura da comunidade é determinada pelo crescimento, reprodução e competição entre os indivíduos, por recursos naturais disponíveis, bem como pela influência das variáveis abióticas do ambiente. Para Bark (1981), a distribuição espacial e temporal da comunidade planctônica em ambientes naturais, está intimamente relacionada com as características físicas e químicas da água, tais como temperatura e oxigênio dissolvido. Jiang et al. (2012) encontrou fortes relações entre a distribuição espacial de protistas e as variáveis ambientais na baía de Jiaozhou, na China, assim como Stewart et al. (1986) e Skinner et al. (2001), que descreveram significativas relações negativas entre riqueza de eucariontes unicelulares para condutividade e positivas para oxigênio dissolvido em lagos, então é esperado que a riqueza e distribuição de táxons sejam ponderadas pela variação de características físico-químicas, tais como pH, temperatura e condutividade, e que essa variação determine a presença ou ausência de táxons considerados indicadores (Paiva e Silva-Neto, 2004)

Este trabalho teve como objetivo descrever a riqueza e distribuição da comunidade de eucariontes unicelulares no complexo fluvial Ponta Porã-Franco-Azul, principais córregos da cidade de Ivinhema, buscando possíveis relações entre a variação taxonômica e a qualidade da água nos locais coletados. Situado a sudeste do Estado de Mato Grosso do Sul, na Bacia Hidrográfica do Rio Ivinhema, o município não dispõe de sistema de captação de água pluvial adequado que comporte toda sua drenagem, o que culmina no assoreamento e contaminação desses córregos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo e coleta de dados

Os córregos estudados estão inseridos em uma matriz de pastagem sendo o Ponta Porã o mais afetado. O córrego Ponta Porã está situado na região leste da cidade de Ivinhema, Mato Grosso do Sul, e segue seu curso sinuoso por aproximadamente 11 km, encontrando-se com o córrego Franco em seu trajeto e tendo como foz o córrego Azul (Figura 1). Este corpo d'água recebe grande parte das águas pluviais do município, e apresenta graves problemas erosivos devido a esses despejos. Para definição dos locais de coleta foi considerado (1) áreas de nascente, (2) a principal fonte poluidora e (3) áreas de jusante. Nesse sentido, foram selecionados seis locais (L) de coleta, sendo três no córrego Ponta Porã, principal córrego afetado (L2: nascente próxima a BR 376, sentido Nova Andradina; L3: que recebe a drenagem de esgoto pluvial; e L4, após o encontro com o córrego Franco), dois no córrego Franco, seu principal afluente (L1: uma de suas nascentes e L5: antes de se encontrar com o Ponta Porã), e um no córrego Azul (L6), na foz do Ponta Porã (Figura 1).

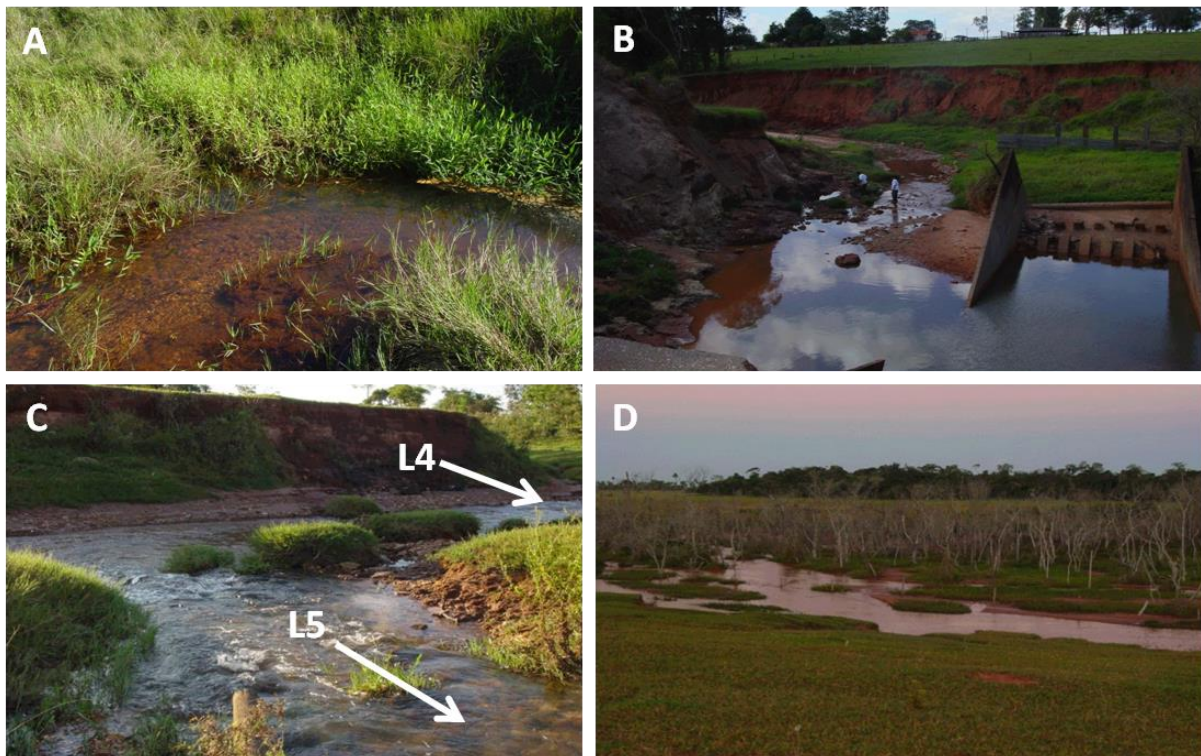


Figura 1. L1, nascente do córrego Franco (A); L3, calha da galeria do esgoto pluvial quebrada, córrego Ponta Porã (B); L4, Ponta Porã e L5, Franco (C); L6, córrego Azul (D).

As coletas foram realizadas mensalmente entre agosto de 2003 a maio de 2004 nos períodos de seca e chuvas. Essa periodicidade é importante, pois a comunidade protista sofre oscilações quantitativas dentro de um conjunto estável de táxons que estão presentes durante todo o ano, entretanto, táxons presentes em um mês podem estar totalmente ausentes no seguinte sendo substituídos por um conjunto diferente de táxons anteriormente ausentes (Nolte et al., 2010). As variáveis abióticas (oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez e condutividade) foram medidas através de sonda multiparâmetro Hanna[®], Modelo HI 9828.

Para a amostragem dos microrganismos foram realizadas seis unidades amostrais em cada local, coletadas aleatoriamente, três na coluna d'água e três no sedimento, com o auxílio de um recipiente com 5 litros de capacidade e filtradas em uma rede de zooplâncton com 40

µm (APHA, 1992), totalizando 30 L de água filtrada. A matéria orgânica resultante de cada filtração corresponde a 150 ml (volume do copo acoplado à rede). Esse processo foi repetido 6 vezes (900 ml) e seu volume foi acondicionado em frascos de polietileno com 1 litro de capacidade e refrigerados até a sua chegada ao laboratório. Após 24 horas de decantação, alíquotas de 1 ml do filtrado foram retiradas das amostras com o auxílio de pipeta, os indivíduos foram identificados, sob microscópio óptico, a contagem e identificação dos mesmos foi encerrada quando totalizados 300 indivíduos por taxon, ou após analisados 5 ml de amostra.

Para a identificação dos organismos foram utilizadas chaves dicotômicas e diagnoses baseadas em Kudo (1971), Branco (1986), Schrenk e Bardele (1991) e Matheus et al. (1995). As denominações de gêneros foram baseadas na taxonomia clássica, porém inserindo esses gêneros nos grandes grupos sugeridos por Myl'nikov e Karpov (2004) e Adl et al. (2005). Na ausência de dados taxonômicos atualizados publicados em periódicos, o banco de dados do Sistema de Informações Taxonômicas Integradas (ITIS –*Integrated Taxonomic Information System* - <http://www.itis.gov>) foi consultado.

2.2. Análises estatísticas

A riqueza foi estimada pelo método Jackknife (Heltsh e Forrester, 1983). Uma análise de similaridade foi realizada entre os locais de coleta, baseada na distribuição taxonômica, utilizando o coeficiente de Jaccard, indicado para dados binários (presença/ausência), e método UPGMA de agrupamento para a construção do dendograma (Legendre e Legendre, 1998). A distorção na matriz original dos dados foi testada calculando o coeficiente de correlação cofenética (Sokal e Rohlf, 1962). Considerando que as variáveis abióticas estão em escalas numéricas diferentes foi aplicado um log-normal para padronizar os valores e utilizada análise de correspondência canônica (CCA), (Ter Braak, 1986) para testar a relação entre as variáveis e a distribuição de microrganismos, para as quais os valores de *p* foram obtidos por aleatorização (999 permutações), por meio de regressões (Oksanen, 2011). As análises foram realizadas na plataforma R (R Core Team, 2012).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo de seu curso o córrego Ponta Porã apresenta total degradação da mata ciliar, não muito diferente dos córregos Franco e Azul. Diversos artigos têm relacionado a falta de cobertura florestal com baixos índices de biodiversidade e baixa qualidade da água (Meybeck et al., 1996), problemas comuns de córregos localizados em áreas de agricultura e pecuária (Norris, 2008).

Em alguns trechos, da área estudada, existem propriedades rurais que estão perdendo área produtiva em decorrência de processos erosivos, por falta de um sistema de manejo adequado do solo como, por exemplo, a construção de curvas de nível (Capeche et al., 2008). Essa área encontra-se na região dos Planaltos Arenítico-Basálticos Interiores, onde localmente dominam relevos planos elaborados pela erosão e pela ação fluvial. O solo da região é do tipo latossolo vermelho distroférrico com poucas áreas de argila vermelha e amarela, o que facilita a formação de grandes erosões (Mato Grosso do Sul, 2011), que levam ao assoreamento em determinados trechos do córrego. O local com maior influência antrópica é L3, onde o manancial atua como corpo receptor da água pluvial do município, a qual além da água de escoamento superficial traz também o despejo de esgoto clandestino. O volume de água em períodos de chuva comprometeu a estrutura da calha, rompendo-a, e arrastando suas partes para o leito do córrego, resultando em voçorocas, e assoreamento nesse trecho (Figura 1B). Esse local apresentou a condutividade mais alta e menor porcentagem de oxigênio (Tabela 1).

A condutividade elétrica é considerada uma importante variável na caracterização de corpos d'água, a qual se altera quando há despejo de resíduos contaminantes (Esteves, 1998).

Tabela 1. Coordenadas e médias dos valores obtidos para as variáveis abióticas.

Locais	Latitude	Longitude	pH	Condutividade (mS/cm ⁻¹)	Oxigênio Dissolvido (%)	Turbidez (UNT)	Temperatura (°C)
L1	22°19'29,01"S	53°47'44,96"W	6,5	0,019	60,15	0,012	19,26
L2	22°19'3,48"S	53°48'52,94"W	5,7	0,016	79,05	0,018	23,75
L3	22°18'40,42"S	53°48'41,26"W	6,08	0,081	51,8	0,032	22,86
L4	22°18'8,19"S	53°48'25,24"W	6,08	0,060	72,6	0,075	22,9
L5	22°18'9,80"S	53°48'24,82"W	5	0,013	73,2	0,014	21,23
L6	22°14'37,15"S	53°47'47,20"W	6,3	0,017	71,75	0,074	21,84

Em corpos d'água eutróficos, ricos em matéria orgânica pode haver em alguns momentos, uma queda nos valores de oxigênio dissolvido, devido à atividade metabólica dos organismos (Allan e Castillo, 2007). Esse padrão físico-químico se repetiu em L4, refletindo os efluentes urbanos despejados próximos a L3 e que ainda não se depuraram (Alberto e Ribeiro-Filho, 2012). O pH encontrou-se abaixo da média normal do córrego em L5, esse local é um ambiente de águas lânticas, o que facilita a deposição de sólidos suspensos, aumentando a acidez sem alterar sua turbidez. Em L6, local de maior assoreamento, evidencia-se a presença de árvores mortas em torno da área amostrada (Figura 1D), nesse local a turbidez foi mais alta e apresentou também a maior riqueza, L4 teve o menor número de táxons, enquanto nos outros locais a riqueza foi homogênea (Tabela 2).

Entretanto, foi verificada uma variação na distribuição espacial dos gêneros, com predominância discreta de organismos ciliados. A análise de similaridade (correlação cofenética = 0,895, $p < 0,01$) apontou dois grupos principais, o grupo I, formado por L2 e L5, e grupo II, composto por L3-L4 e L6 (Figura 2A). No grupo I, o gênero *Euplotes* foi coletado apenas em L2 e L5, enquanto que *Didinium* ocorreu em L2, L5 e L6. Dentre os locais responsáveis pela formação do grupo II, L3 e L4 encontram-se em áreas de maior influência antrópica, com os maiores valores de condutividade registrados (Tabela 1). *Saprodinium* foi o principal responsável pela formação do grupo II, pois foi registrado apenas nesses três locais. Esse gênero está inserido na ordem Odontostomatida que tem sua distribuição em ambientes sapróbios e livres de oxigênio (Schrenk e Bardele, 1991). O gênero *Chilodonella*, com algumas espécies que infectam peixes, causando excessiva secreção de muco (Klinger e Floyd, 2009), foi registrado apenas em L3 e L6, este último local, além de apresentar gêneros registrados para os outros locais também contou com gêneros encontrados apenas nesse local (*Amoeba*, *Entosiphon* e *Metopus*), o que também influenciou sua posição dentro do grupo II na análise de similaridade (Figura 2A). O local 1 (L1), uma área de nascente, manteve-se separado dos principais grupos (Figura 2A) pois apresentou uma fauna mais peculiar, como clorofitas (*Chlorogonium*) e Euglenofitas (*Euglena*), flagelados autótrofos, comuns em águas com baixa turbidez e condutividade, além do ciliado *Spirostomum* (Figura 2B, Tabela 2), esse gênero tem sido associado a ambientes com pH neutro a básico (Elton, 2001).

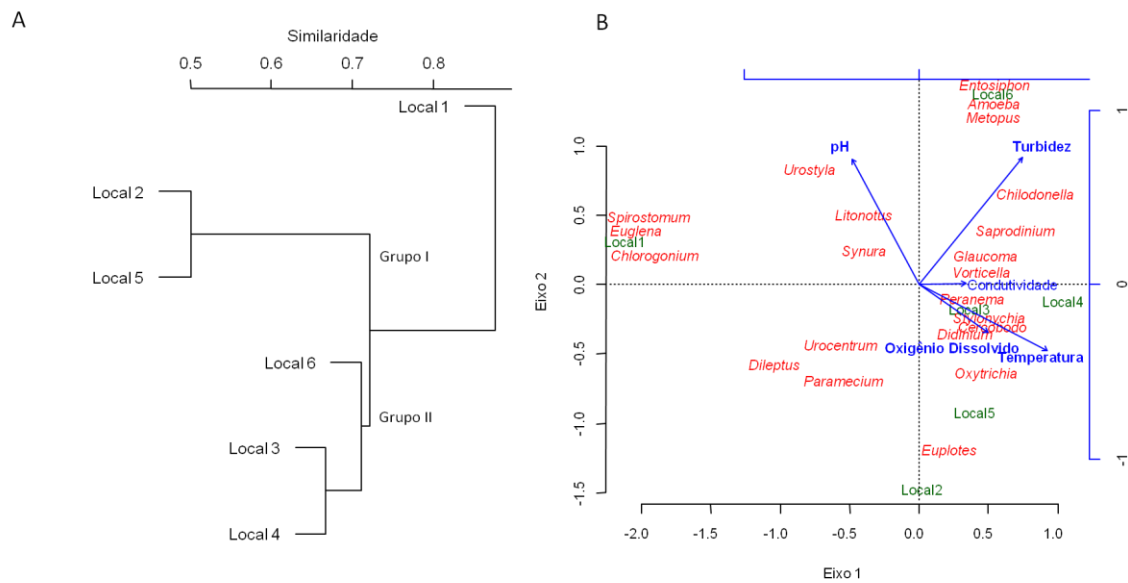


Figura 2. (A) Dendrograma representando os locais de coleta baseado na distribuição de gêneros utilizando a distância de Jaccard e método UPGMA de agrupamento. Coeficiente de correlação cofenética = 0,895, $p < 0,01$, e (B) Diagrama de dispersão da análise de correspondência canônica (CCA) entre a distribuição de protozoários e as variáveis ambientais nos locais amostrados.

A soma dos dois primeiros eixos da CCA explicaram 62,8% da variação na distribuição da riqueza de microrganismos, mas, apenas a turbidez esteve significativamente relacionada (Figura 2B, Tabela 3). De um modo geral esses resultados indicam uma relação positiva entre o aumento da turbidez e a riqueza de táxons nos locais amostrados. Embora não tenhamos avaliado nenhuma proporção de matéria orgânica suspensa, pode-se inferir que o aumento da turbidez foi decorrente do aumento de recursos de origem orgânica oriundos de despejos urbanos (L3 e L4) e da decomposição (L6). Entretanto, os locais L3 e L4, ambos com elevada taxa de turbidez, apresentaram os menores valores de riqueza, mas alta taxa de condutividade, o que corrobora com autores de diferentes gerações como Stewart et al. (1986), que com base em análises multivariadas encontraram fortes relações entre riqueza e diversidade de protistas com pH, oxigênio dissolvido e condutividade em lagos e áreas de enchentes, Skinner et al. (2001), que relacionaram a queda na riqueza de protistas e invertebrados com o aumento da condutividade elétrica em períodos de cheia e Dias et al. (2008), que detectaram fortes relações entre a condutividade e diversidade de protistas em áreas de esgoto de diferentes vazões.

Embora nossa análise tenha sido não significativa (5% de probabilidade) para as demais variáveis, as chances de variáveis como Temperatura ($R^2 = 68,1\%$) e pH ($R^2 = 66,8\%$) interferirem na distribuição de gêneros foram de 74,7 e 70,5 % respectivamente (valor de p a 1% na Tabela 3). Gêneros como *Urostyle* e *Litonotus* tiveram relação positiva com pH, enquanto que *Stylonychia*, *Cercobodo* e *Didinium* foram negativamente relacionados com a temperatura média (Figura 2B). Diversos são os motivos para esses resultados, entre eles: influência de variáveis não avaliadas nesse trabalho como taxas de nutrientes e produtos clandestinos liberados junto ao esgoto pluvial (que contribuiu no aumento da condutividade nesses locais) e ruídos originados nas análises estatísticas (n amostral, valores extremos de algumas variáveis abióticas, como turbidez e condutividade).

Tabela 2. Lista de gêneros e riqueza total registrada para os seis locais amostrados.

Grupo	Gênero	Local					
		1	2	3	4	5	6
Amoebozoa							
Tubulinida	<i>Amoeba</i>						X
Cercozoa							
Cercomonadida	<i>Cercomonas</i>		X		X	X	X
Ciliophora							
Armophorea	<i>Metopus</i>						X
Heterotrichida	<i>Spirostomum</i>	X					
Rabdophorina	<i>Didinium</i>		X			X	X
	<i>Dileptus</i>	X	X				
	<i>Litonotus</i>	X		X			X
Oligohymenophorea	<i>Glaucoma</i>					X	X
	<i>Paramecium</i>	X	X			X	
	<i>Urocentrum</i>	X	X	X			
	<i>Vorticella</i>			X		X	X
Spirotricha	<i>Euplotes</i>		X			X	
	<i>Oxytrichia</i>		X	X	X	X	
	<i>Saprodinium</i>			X	X		X
	<i>Stylonychia</i>		X	X	X	X	X
Phyllopharyngea	<i>Urostyla</i>	X					X
	<i>Chilodonella</i>				X		X
Chlorophyta							
Chlorophyceae	<i>Chlorogonium</i>	X					
Euglenozoa							
Euglenea	<i>Euglena</i>	X					
Heteronematina	<i>Entosiphon</i>						X
	<i>Peranema</i>		X	X			X
Stramenopiles							
Synurales	<i>Synura</i>	X				X	X
Riqueza		9	9	7	5	9	14

Tabela 3. Importância das variáveis ambientais para os eixos 1 e 2, autovalores e porcentagem de variação explicada na análise de correspondência canônica (CCA).

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	R ²	Valor de p
pH	-0,473	0,880	0,668	0,295
Condutividade	0,999	-0,004	0,070	0,964
Oxigênio Dissolvido	0,824	-0,566	0,232	0,700
Turbidez	0,631	0,775	0,886	0,037
Temperatura	0,889	-0,456	0,681	0,253
Autovalores	0,533	0,329	-	-
Proporção explicada (%)	0,388	0,240	-	-

4. CONCLUSÃO

Para esse estudo, a riqueza esteve relacionada com o aumento de sedimento orgânico e inorgânico, oriundos da decomposição e erosão. L1 apresentou riqueza equivalente à maioria dos demais locais, entretanto, a composição taxonômica foi distinta (Tabela 2, Figura 2B). Dos organismos encontrados foram, em todos os pontos, os ciliados que predominaram, este grupo é muito comum tanto em águas do tipo oligossapróbia a polissapróbia, sendo alguns gêneros usados como indicadores de ambientes eutrofizados (Branco, 1986; Paiva e Silva-Neto, 2004), como é o caso de *Vorticella*, *Saprodinium* (encontrados em L3), *Paramecium* (em L5), *Metopus* (apenas em L6), e *Chilodonella* (registrado em L4 e L6), que sugerem um ambiente que varia de polissapróbio a oligossapróbio (Paiva e Silva-Neto, 2004). Gênero como *Urostyla*, que tem sido usado como indicador de qualidade da água (Berger, 2006), o flagelado *Cercomonas*, que possui uma ampla dispersão em ambientes aquáticos (Myl'nikov e Karpov, 2004), *Didinium*, um ciliado predador amplamente disperso, *Synura*, uma crisófito sensível a pH básico e altas temperaturas (Wujek e Dziedzic, 2005) em L6 podem ser pressupostos de recuperação, visto que são gêneros também registrados nos locais menos impactados (L1 e L2), além de *Amoeba*, mais frequentemente encontrados em águas limpas (Branco, 1986), ou em processo de depuração, como L6, a aproximadamente 10 km de L3.

5. AGRADECIMENTOS

Ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica – PIBIC/UEMS e aos revisores anônimos que auxiliaram no desenvolvimento desse trabalho.

6. REFERÊNCIAS

- ADL, S. M.; SIMPSON, A. G. B.; FARMER, M. A.; ANDERSEN, R. A.; ANDERSON, O. R.; BARTA, J. R.; BOWSER, S. S. et al. The new higher level classification of Eukaryotes with emphasis on the taxonomy of protists. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 52, n. 5, p. 399-451, 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1550-7408.2005.00053.x>
- ALBERTO, A.; RIBEIRO FILHO, B. G. R. Influência do despejo de esgoto doméstico nas características limnológicas do rio Camandocaia, bacia hidrográfica do rio Piracicaba, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 34, n. 2, p. 173-179, 2012. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v34i2.6708>
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2. ed. Netherlands: Springer, 2007. 436p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18. ed. Washington, 1992.
- BARK, A. W. The temporal and spatial distribution of planktonic and benthic protozoan communities in a small productive lake. **Hidrobiologia**, v. 85, n. 3, p. 239-255, 1981. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00017613>
- BERGER, H. **Monograph of the Urostyloidea (Ciliophora, Hypotricha)**. [S.l.]: Springer, 2006. 1303 p.

COLZANI, E.; ALVES, M. A. M. Riqueza e distribuição de eucariontes unicelulares em três córregos sob influência antrópica na cidade de Ivinhema, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 192-203, 2013. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1038>)

BOWMAN, M. F.; CHAMBERS, P. A.; SCHINDLER, D. W. Changes in stoichiometric constraints on epilithon and benthic macroinvertebrates in response to slight nutrient enrichment of mountain rivers. **Freshwater Biology**, v. 50 n. 11, p. 1836–1852, 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01454.x>

BRANCO, S. G. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

BRASIL. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12 n. 3, p. 339-345, 2008.

CAPECHE, C. L.; MACEDO, J. R.; MELO, A. S. Estratégias de recuperação de áreas degradadas. In: EMBRAPA. **Recuperação de áreas degradadas**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2008. p. 134-173. (Documentos, 103).

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORREL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)

CORNO, G.; JÜRGENS, K. Structural and functional patterns of bacterial communities in response to protist predation along an experimental productivity gradient. **Environmental Microbiology**, v. 10, n. 10, p. 2857–2871, 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1462-2920.2008.01713.x>

DIAS, R. J. P.; WIELOCH, A. H.; D'AGOSTO, M. The influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an urban stream of southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 287-295. 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000200009>

ELSER J. J.; URABE J. The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: theory, observations, and consequences. **Ecology**, n. 80, p. 735–751, 1999. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[0735:TSOCDN\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[0735:TSOCDN]2.0.CO;2)

ELTON, C. S. Environmental factors. In: HUXLEY, J. S. (Ed.). **Animal Ecology**. Chicago: University of Chicago Press, 2001. p. 33-49.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

GLÜCKSMAN, E.; BELL, T.; GRIFFITHS, R. I.; BASS, D. Closely related protist strains have different grazing impacts on natural bacterial communities. **Environmental Microbiology**, v. 12, n. 12, p. 3105–3113, 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1462-2920.2010.02283.x>

HELTSHE, J. F.; FORRESTER, N. E. The jackknife estimate of species richness. **Biometrics**, v. 39, p. 1-11, 1983. <http://www.jstor.org/stable/2530802>

INTEGRATED TAXONOMIC INFORMATION SYSTEM - ITIS. **Hierarchical report**. Disponível em: <http://www.itis.gov/hierarchy.html>. Acesso em: 06/2012.

COLZANI, E.; ALVES, M. A. M. Riqueza e distribuição de eucariontes unicelulares em três córregos sob influência antrópica na cidade de Ivinhema, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 192-203, 2013. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1038>)

JIANG, Y.; XU, H.; ZHU, M. Use of planktonic protists for assessing water quality in Jiaozhou Bay, northern China. **Protistology**, v. 7, n. 1, p. 34–41. 2012.

KLINGER, R. E.; FLOYD, R. F. **Introduction to freshwater fish parasites**. Gainesville: Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, 2009. CIR716.

KUDO, R. R. **Protozoology**. 5. ed. Illinois: Charles C. Thomas, 1971.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2nd English edition. Amsterdam: Elsevier Science BV, 1998. 853 p.

LYNN, D. H.; GILRON, G. L. A brief review of approaches using ciliated protists to assess aquatic ecosystem health. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**, v.1, n. 4, p. 263-270, 1992.

MATHEUS, C. E.; MORAES, A. J.; TUNDISI, T. M.; TUNDISI, J. G. **Manual de análises limnológicas**. São Carlos: Escola de Engenharia, USP, 1995.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Planejamento, Ciência e Tecnologia. Região Leste. **Caderno geoambiental das regiões de planejamento de MS**. 2011. p. 284-318. Disponível em: <http://www.semec.ms.gov.br/control/ShowFile.php?id=102318>. Acesso em: maio 2013.

MEYBECK, M.; FRIEDRICH, G.; THOMAS, R.; CHAPMAN, D. Rivers. In: WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2. ed. London: Chapman & Hall, 1996. p. 227-303.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington: Island Press, 2005. 137p.

MYL'NIKOV, A. P.; KARPOV, S. A. Review of diversity and taxonomy of cercomonads. **Protistology**, v. 3 n. 4, p. 201-217, 2004.

NOLTE, V.; PANDEY, R. V.; JOST, S.; MEDINGER, R.; OTTENWÄLDER, B.; BOENIGK, J. et al. Contrasting seasonal niche separation between rare and abundant taxa conceals the extent of protist diversity. **Molecular Ecology**, v. 19, p. 2908–2915, 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04669.x>

NORRIS, K. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. **Conservation Letters**, v.1, p. 2–11, 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00007.x>

OKSANEN, J. **Multivariate analysis of ecological communities in R**: vegan tutorial. 2011. Disponível em: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2012.

PAIVA, T. S.; SILVA-NETO, I. D. Ciliate protists from Cabiúnas Lagoon (Restinga de Jurubatiba, Macaé, Rio de Janeiro) with emphasis on water quality indicator species and description of *Oxytricha marcili* sp. n. **Brazilian Journal of Biology** v. 64 n. 3A, p. 465-478, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000300010>

COLZANI, E.; ALVES, M. A. M. Riqueza e distribuição de eucariontes unicelulares em três córregos sob influência antrópica na cidade de Ivinhema, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 192-203, 2013. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1038>)

- PAWLOWSKI, J.; AUDIC, S.; ADL, S.; BASS, D.; BELBAHRI, L.; BERNEY, C. et al. CBOL Protist working group: barcoding eukaryotic richness beyond the animal, plant, and fungal kingdoms. **PLoS Biology**, v. 10, n. 11, e1001419, 2012. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001419>
- PEREIRA, A. P. S.; VASCO, A. N. do; BRITTO, F. B.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; NOGUEIRA, E. M. de S. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplancônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 191-205, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.194>
- R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2012. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em: 06 maio 2012.
- SCHRENK, H. G.; BARDELE, C. F. The fine structure of *Saprodinium dentatum* Lauterborn, 1908 as a representative of the Odontostomatida (Ciliophora). **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 38, p. 278–293, 1991. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1550-7408.1991.tb04443.x>
- SKINNER, R.; SHELDON, F.; WALKER, K. F. Propagules in dry wetland sediments as indicators of ecological health: effects of salinity. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 17, p. 191–197, 2001. <http://dx.doi.org/10.1002/rrr.616>
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. The comparison of dendrograms by objective methods. **Taxonomy**, v. 11, n. 1, p. 30-40, 1962. <http://www.jstor.org/stable/1217208>
- STEWART, P. M.; SMITH, E. P.; PRATT, J. R.; McCORMICK, P. V.; CAIRNS, J. Multivariate Analysis of Protist Communities in Lentic Systems. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 33, p. 152–156, 1986. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1550-7408.1986.tb05581.x>
- TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1167-1179, 1986. <http://dx.doi.org/10.2307/1938672>
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A. C.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**. 2. ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p. 195 – 225.
- WUJEK, D. E.; DZIEDZIC, R. M. Silica-scaled chrysophytes from Ecuador. **Gayana Botânica**, v. 62, n. 1, p. 1-8, 2005. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432005000100002>