

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB  
FACULDADE UNB DE PLANALTINA - FUP  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

ANA CAROLINE ALCÂNTARA MISSIAS GOMES

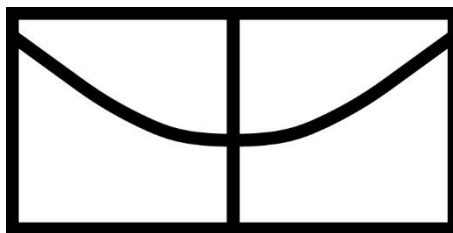
**PREDITORES DE ESTRUTURA E DIVERSIDADE DA  
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Brasília/DF

2019



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB  
FACULDADE UNB DE PLANALTINA - FUP  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

ANA CAROLINE ALCÂNTARA MISSIAS GOMES

**PREDITORES DE ESTRUTURA E DIVERSIDADE DA  
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestra em Ciências Ambientais no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília.

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Brasília/DF  
2019

**FICHA CATALOGRÁFICA**

Alcântara Missias Gomes, Ana Caroline

AP923p Preditores de estrutura e diversidade da comunidade zooplanctônica / Ana Caroline Alcântara Missias Gomes; orientador Ludgero Cardoso Galli Vieira. -- Brasília, 2019.  
71 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Ambientais)  
- Universidade de Brasília, 2019.

1. Filtros ambientais. 2. Filtros espaciais. 3. Colonização. 4. Paisagem. 5. Cerrado. 6. Amazônia I. Cardoso Galli Vieira, Ludgero, orient. II. Preditores de estrutura e diversidade da comunidade zooplanctônica.

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

ANA CAROLINE ALCÂNTARA MISSIAS GOMES

**PREDITORES DE ESTRUTURA E DIVERSIDADE DA  
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

**BANCA EXAMINADORA**

---

Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira  
Presidente (UnB/FUP)

---

Dr<sup>a</sup>. Erina Vitório Rodrigues  
Membro Interno vinculado ao programa (UnB/FUP)

---

Dr<sup>a</sup>. Juliana Déo Dias  
Membro Externo não vinculado ao programa (UFRN)

---

Dr. Antonio Felipe Couto Júnior  
Suplente (UnB/FUP)

## AGRADECIMENTOS

Sem Deus, de fato, eu não teria forças para estar e chegar onde me encontro. Sou grata a Ele por me mostrar diariamente que nunca estou sozinha, mesmo diante de todas as dificuldades.

Ao meu amado marido, Leonardo Gomes, fonte diária de inspiração e apoio. Que sempre luta todas as batalhas ao meu lado sem nunca hesitar, e sempre acreditou no meu potencial, até quando nem eu mesma via possibilidade de seguir em frente na carreira acadêmica. Sou fã do seu otimismo, da sua alegria e, acima de tudo, do seu caráter. Obrigada por todo apoio e contribuição científica ao longo dessa jornada, sua paciência e companheirismo foram essenciais para a minha sanidade (risos). Amo-te!

Ao meu orientador, padrinho e amigo, que me acompanha há dez anos, sempre trazendo contribuições para o meu aprendizado, me ensinando que com uma boa piada, um sorriso no rosto e humildade é possível chegar longe. Professor Ludgero Vieira, “quero ser pelo menos metade do que o senhor é”. Gratidão!

Aos meus pais, Anarlene Alcântara e Aurenildo Missias. Obrigada por sempre apoiarem minhas escolhas acadêmicas e nunca ponderarem em ajudar quando os tempos difíceis chegaram na academia. Pai, obrigada por ceder várias vezes até mesmo o seu próprio carro para que eu pudesse realizar minha pesquisa, mãe obrigada pela preocupação e torcida diária... amo vocês!

As minhas irmãs e companheiras Aliny Alcântara, Any Vitória Alcântara e Ana Júlia Alcântara. Sou grata pelos momentos de descontração envolvidos com muitos sorrisos e aprendizados! Vocês são minha preciosidade!

À minha segunda família (Zuleika Soares, José Airton Gomes e Dagmar Fernandes) que torcem pelo meu sucesso profissional, sempre vibrando a cada conquista. Muito obrigada!

Meus sinceros agradecimentos aos amigos do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas (NEPAL): Carla Albuquerque, Clara Nina, Cleber Kraus, Glauber Neves, Gleicon Queiroz, Gustavo Granjeiro, Hasley Rodrigo, Hugo Barbosa, Jéssica Guimarães, Jhonny Murta, Leonardo Beserra, Maísa Vieira, Pedro Martins, Sérgio Fernandes, Thallia Santana, e professores: Antônio Felipe e Luis Felipe Salemi.

Com vocês, aprendi o significado de amizade e união na academia, e posso dizer que: **SOZINHA NÃO SE FAZ CIÊNCIA!**

À Mariana Lessa pela amizade construída ao longo desses anos, e pela ajuda nas identificações das lindas amebas testáceas dos riachos Amazônicos. Amiga, o que o Plâncton uniu, ninguém separa!

Aos amigos Diogo Francisco e Ciro Joko que sempre foram tão solícitos em ajudar nas identificações dos cladóceros e rotíferos presentes na Lagoa do Roncador, muito obrigada pelas contribuições!

À turma III do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, que batalharam nesses últimos dois anos em função desse título. Fico feliz em poder levá-los comigo além da academia, obrigada pela amizade!

Aos amigos e grandes companheiros, Jéssica Guimarães, Gleicon Queiroz e Pedro Martins. Obrigada por toda ajuda nos dias de campo, pelas leituras e contribuições, e acima de tudo, pela amizade singular. À amiga Giovana Gomes, adotada por nós, meus sinceros agradecimentos por toda ajuda no campo.

À Ágatha Sousa, pela amizade e preocupação, que esteve presente nesses últimos meses, sempre me ouvindo. Obrigada por tudo, nossa amizade é um verdadeiro privilégio para mim!

Ao PELD nas pessoas da Professoras Mercedes Bustamente e Luciana Galvão. À Elisa Alvim, juntamente com os funcionários da Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), que sempre foram tão solícitos em ajudar em todos os momentos e necessidades.

Ao RADIS, a FINATEC e todos responsáveis que nos ajudaram ao longo desses mais de 10.000 km de muita aventura pelos Estados do Goiás, Tocantins e Mato Grosso, em especial à equipe da secretaria (Boleslaw Skowronski, Jhenifer Espíndola, Liniker Guimarães e Carla Sousa). Sem o apoio de vocês a viabilização desse projeto não teria sido possível.

À professora Elizabeth Mamade, ao amigo Hasley Rodrigo e meu companheiro Leonardo Gomes pela ajuda e paciência ao longo das duas campanhas percorrendo os riachos do Norte do Mato Grosso. As conversas e risadas tornaram os dias mais leves, e a contribuição ao longo das coletas foram essenciais para o sucesso desse trabalho.

À professora Priscilla Carvalho pela amizade e disponibilidade em ler meu manuscrito. Sou grata pelos aprendizados!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

*"Dizem que antes de um rio entrar no mar, ele treme de medo. Olha para trás, para toda jornada que percorreu, para os cumes, as montanhas, para o longo caminho sinuoso que trilhou através de florestas e povoados, e vê à sua frente um oceano tão vasto, que entrar nele nada mais é do que desaparecer para sempre. Mas não há outra maneira. O rio não pode voltar. Ninguém pode voltar. Voltar é impossível na existência. O rio precisa se arriscar e entrar no oceano. Somente ao entrar no oceano o medo irá desaparecer, porque apenas então o rio saberá que não se trata de desaparecer no oceano, mas de tornar-se oceano."*

(Khalil Gilbran)

A Edilson Nascimento (*in memoriam*), que se faz presente todos os dias da minha vida, grande companheiro dos bons e maus momentos, sua lembrança me inspira e me faz persistir.



## SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO GERAL .....</b>	<b>10</b>
<b>1. OBJETIVOS .....</b>	<b>11</b>
1.1. OBJETIVO GERAL.....	11
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	11
<b>CAPÍTULO 01 - INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA ARQUITETÔNICA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SOBRE A DIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA .....</b>	<b>12</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>12</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>15</b>
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	15
2.2. EXPERIMENTO DE CAMPO.....	16
2.3. AMOSTRAGEM DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA .....	18
2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	19
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>19</b>
<b>4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>25</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>28</b>
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>37</b>
<b>CAPÍTULO 02 - FOREST-COVER AND SEASONAL INFLUENCE IN ZOOPLANKTON COMMUNITIES OF SOUTHEASTERN AMAZON STREAMS.....</b>	<b>43</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>45</b>
<b>MATERIALS AND METHODS .....</b>	<b>46</b>
STUDY AREA .....	46
ENVIRONMENTAL VARIABLES .....	47
ZOOPLANKTON COMMUNITIES .....	47
PFAFSTETTER CODING SYSTEM.....	47
FOREST COVER.....	48
DATA ANALYSIS .....	48
<b>RESULTS .....</b>	<b>50</b>
<b>DISCUSSION.....</b>	<b>51</b>
<b>CONCLUSIONS.....</b>	<b>53</b>
<b>AKNOWLEDGMENTS.....</b>	<b>53</b>
<b>REFERENCES .....</b>	<b>54</b>

## APRESENTAÇÃO GERAL

A biodiversidade de genes, espécies e atributos funcionais é fundamental para o funcionamento dos ecossistemas (DIAS, 2018; HOOPER et al., 2005; LOHBECK et al., 2016), pois permite a formação de diferentes habitats, maior eficiência na utilização dos recursos ambientais, fluxo para os elementos biogeoquímicos e trocas de matéria e energia para os ecossistemas (CARDINALE et al., 2012; HAUTIER et al., 2015; HOOPER et al., 2005). A distribuição de espécies depende de interações (e.g. bióticas, abióticas, históricas, fatores biogeográficos), ambientais e espaciais (HUBBELL, 2001; HUTCHINSON, 1957; THAKUR; WRIGHT, 2017), determinantes da colonização e extinção dos organismos, e moldam a estrutura da comunidade. Além desses fatores naturais, a intensa interferência antrópica tem modificado de forma significativa as dinâmicas ambientais e biológicas em nível local, regional e global (CARDINALE et al., 2012; CEBALLOS; EHRLICH; DIRZO, 2017), o que ressalta a necessidade de repensar estratégias atuais de gerenciamento de água (FAMIGLIETTI, 2014; HANJRA; QURESHI, 2010; ROCKSTRÖM et al., 2009).

O zooplâncton possui ciclo de vida curto, respondendo rapidamente às variações ambientais (ALLAN, 1976; SIMÕES et al., 2015). Trata-se de um grupo de organismos intermediários na cadeia alimentar aquática (STERNER, 2009), atuam como consumidor primário ou secundário, são organismos heterotróficos e são fundamentais na transferência energética para os demais níveis tróficos (BINI et al., 2014; JI; WANG; WANG, 2013; PEREIRA et al., 2011). Portanto, compreender sua dinâmica biológica (como ele se comporta no ambiente, a sua composição) diante de diferentes padrões ambientais, locais, e de desmatamento em regiões próximas a corpos hídricos, é relevante para o avanço da compreensão dos impactos antrópicos sobre os diversos ecossistemas aquáticos.

Nesse contexto, apresentamos o primeiro capítulo intitulado: “Influência da complexidade arquitetônica de macrófitas artificiais sobre a diversidade Zooplanctônica”, que está vinculado ao “Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração” (PELD), componente do projeto “Ecossistemas Aquáticos: Processos, comunidades e qualidade de água”. O PELD é uma rede composta de 32 órgãos de pesquisa científica que estuda a Ecologia de Ecossistemas e sua biota em biomas brasileiros, por meio do estudo de longas séries temporais de dados, é financiado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação e o Conselho Nacional de Tecnologia e

Desenvolvimento Científico (MCTI / CNPq). Dentro do PELD, esse projeto compreende o esforço conjunto de avaliar os resultados da redução ou aumento da complexidade estrutural em um ecossistema aquático simulando macrófitas aquáticas, afim de avaliar a colonização de organismos zooplantônicos. Os experimentos foram inseridos na Lagoa do Roncador, localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) Gama e Cabeça do Veado, na Reserva Ecológica do IBGE.

O segundo capítulo está vinculado ao programa "Regularização Ambiental e Diagnóstico dos Sistemas Agrários dos Assentamentos da Região Norte do Estado do Mato Grosso" (RADIS), uma parceria entre o Instituto de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) e a Universidade de Brasília (UnB), campus de Planaltina (FUP), e tem como objetivo atender famílias do Programa de Reforma Agrária do Governo Federal de assentamentos do Norte do Mato Grosso.

## **1. OBJETIVOS**

### **1.1. Objetivo Geral**

Avaliar preditores ambientais locais, espaciais e de paisagem da estrutura e diversidade da comunidade zooplantônica.

### **1.2. Objetivos específicos**

- a) Avaliar o efeito da complexidade espacial sobre a riqueza de espécies, densidade de organismos e composição do zooplâncton aderido a macrófitas aquáticas artificiais;
- b) Avaliar a influência da paisagem e das características ambientais (limnológicas e estruturais) sobre a dinâmica da distribuição espacial da comunidade zooplantônica diante da variação em dois períodos hidrológicos (cheia e estiagem);

## **CAPÍTULO 01 - INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA ARQUITETÔNICA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SOBRE A DIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

### **RESUMO**

As macrófitas aquáticas podem servir de abrigo para diversos organismos. Diferentes estruturas de macrófitas podem apresentar níveis de complexidade estrutural de acordo com atributos e arquitetura das suas folhas. Identificamos os efeitos da complexidade arquitetônica de plantas artificiais sobre a densidade, riqueza de espécies e padrões de diversidade do zooplâncton aderido as suas folhas. Para tanto, foi realizado um experimento em uma lagoa natural com intuito de avaliar a colonização dos organismos em plantas aquáticas artificiais com dois fatores de complexidade e dois tipos de arranjo. O primeiro fator é a estrutura arquitetônica da folha, o segundo fator é o arranjo social. Foram selecionados um total de 80 unidades amostrais ao longo da Lagoa do Roncador, pertencente a Reserva Ecológica do IBGE (RECOR). Verificamos que a composição dos grupos zooplanctônicos apresentou variação em correspondência a cada tratamento. Apesar disso, os arranjos de folhas complexas simples e colonial apresentaram composições similares para todos os grupos. Em média, folhas complexas apresentaram maiores valores de densidade e riqueza de organismos. Mostrando que a variabilidade dentro do ambiente pode ser determinante na riqueza, abundância e densidade de organismos zooplanctônicos.

**Palavras-chave:** Colonização, Substrato, Amebas testáceas, Copépodes, Cladóceros, Rotíferos

## 1. INTRODUÇÃO

A composição de uma comunidade é regida por elementos ambientais, biológicos e espaciais (e.g. condições ambientais, disponibilidade de recursos, competição e dispersão) (DUDGEON et al., 2006; HAUTIER et al., 2015b; HUBBELL, 2001; JOHNSON et al., 2017). Determinados fatores podem elevar a complexidade estrutural dos ambientes e possibilitar a sobrevivência ou extinção local de diversos organismos (TOKESHI; ARAKAKI, 2012). Por exemplo, um hábitat é considerado estruturalmente complexo quando possui diversificados arranjos estruturais, condições e recursos (FERREIRO et al., 2011), o que possibilita aumento da diversidade de espécies e elementos estruturais dentro dos ecossistemas (BAZZAZ, 1975; KOVALENKO; THOMAZ; WARFE, 2012; TANIGUCHI; NAKANO; TOKESHI, 2003).

Dentre os fatores estruturantes em ambientes aquáticos, destaca-se a vegetação aquática, que proporciona condições essenciais para a coexistência de organismos com diferentes performances (e.g. modo de vida, tipo de alimentação, tipos de preferência de habitats) (CELEWICZ-GOŁDYN; KUCZYŃSKA-KIPPEN, 2017). Assim, a composição do substrato e a presença de plantas aquáticas nesses ambientes, podem proporcionar uma alta diversidade biológica, pois a presença desses organismos serve como hábitat para uma série de invertebrados que aderem ao seu substrato (ŠPOLJAR et al., 2012) (e.g. peixes, zooplâncton, macroinvertebrados aquáticos e pequenas aranhas) (ALI; MAGEED; HEIKAL, 2007; CUNHA et al., 2012; KUCZYŃSKA-KIPPEN; NAGENGAST, 2006). Além disso, servem como refúgio contra predadores (MEERHOFF et al., 2006) e proteção contra o fluxo de água (CHEN; LIN, 2011; GREEN, 2005).

Macrófitas aquáticas atuam como produtores primários, sendo importante fonte de alimentação, influenciando diretamente na disponibilidade de alimentos e criação de diferentes habitats (KLEEBERG et al., 2010), fatores favoráveis para a colonização da fauna fitófila (CAMARGO; FERRAGUT, 2014), apoiando uma maior diversidade e abundância de organismos (THOMAZ et al., 2008). A arquitetura de macrófitas formam mosaicos de habitats para diversos organismos com inúmeras preferências de habitats, (CELEWICZ-GOŁDYN; KUCZYŃSKA-KIPPEN, 2017). Dessa forma, possuem grande importância na composição de espécies, riqueza e biomassa (TESSIER et al., 2008), de organismos perifíticos (GRZYBKOWSKA et al., 2003; PAPAS, 2007;

TANIGUCHI; NAKANO; TOKESHI, 2003), afetando os processos abióticos e bióticos do ecossistema que está presente (JEPPESEN et al., 1998).

Outro fator de destaque, é o tamanho dos organismos presentes nessas plantas. Avaliar a diversidade de espécies e suas relações com o tamanho corporal é um atributo fundamental para definir nichos ecológicos. Especialmente em ecossistemas aquáticos, onde organismos comparáveis em tamanho geralmente ocupam nichos semelhantes (JENNINGS et al., 2001; WOODWARD; HILDREW, 2002). Nesse sentido, descrever a diversidade taxonômica baseado na distribuição de tamanho dos organismos será útil para entender a organização e funcionamento da comunidade (BRUCET et al., 2018; JENNINGS, 2005) e como eles respondem a diferentes fatores estruturais dentro do ambiente (BADOSA et al., 2007).

Dentre esses organismos, cabe enfatizar o zooplâncton (CHOI et al., 2016), composto por organismos heterotróficos, que possuem ocorrência em lagos, rios, pântanos, entre outros (MONTEMEZZANI et al., 2015). Esse grupo se destaca devido ao seu ciclo de vida curto e sensibilidade de determinadas espécies a variações ambientais (SIMÕES et al., 2015). Atuam como um elo na cadeia trófica, por fornecerem energia para bactérias, algas e outros tipos de consumidores, sendo considerados consumidores primários em sua maioria (DODDS; WHILES, 2010). Os organismos zooplanctônicos límnicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e protozoários testáceos), podem ser herbívoros, carnívoros e mais frequentemente, onívoros (STERNER, 2009).

O entendimento da influência da variabilidade ambiental em ecossistemas aquáticos nos permite compreender os processos ecológicos que particularizam a biodiversidade nesses ecossistemas (MAZÃO; BISPO, 2016; TOKESHI; ARAKAKI, 2012). Por isso, os experimentos têm sido utilizados a fim de compreender os efeitos da diversidade de espécies de organismos sobre composição biológica de outros (TANIGUCHI; NAKANO; TOKESHI, 2003; TANIGUCHI; TOKESHI, 2004). Assim, experimentos ecológicos *in situ* são importantes para que possamos descrever os padrões encontrados na natureza e entender os processos que geram esses padrões (GUILLAUME BLANCHET; LEGENDRE; HE, 2016).

Apesar da recorrente utilização de experimentos para demonstrar a estruturação de algumas comunidades biológicas, trabalhos que envolvem a complexidade das macrófitas com a distribuição da biodiversidade zooplanctônica ainda são escassos.

Nesse sentido, avaliamos os efeitos da complexidade arquitetônica de macrófitas aquáticas artificiais sobre densidade, riqueza e composição do zooplâncton. Esperamos que (1) o aumento da complexidade arquitetônica e o arranjo colonial das plantas artificiais estejam positivamente relacionados com todos os parâmetros citados anteriormente e que (2) tais relações sejam dependentes do tamanho do organismo, de forma que quanto menor seu tamanho mais forte será a relação com a complexidade arquitetônica e o arranjo colonial.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

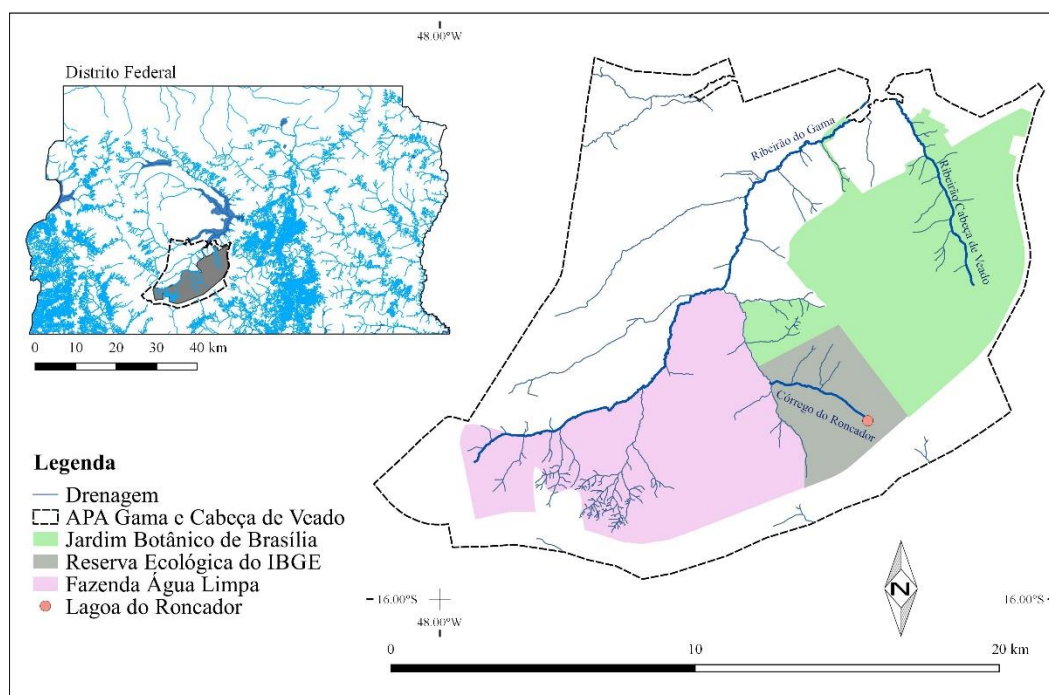
A Reserva Ecológica do IBGE, antiga Reserva Ecológica do Roncador (RECOR), está inserida no bioma Cerrado, localiza-se nas coordenadas geográficas 15° 56' 41"S e 47° 53' 07"W, encontrando-se a 20 quilômetros ao sul de Brasília. Possui uma área de aproximadamente 1.350 ha. É uma unidade de conservação permanente e faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) Gama-Cabeça-de-Veado, criada em 1986 (SANTOS, 2003).

O clima tipicamente sazonal, apresenta duas estações bem definidas: seca e chuva. Sendo os meses de novembro a março os mais chuvosos, e os meses de maio a agosto os mais secos. A reserva possui uma precipitação média anual de 1.428 mm (INMET, 2019).

Dentro dos limites da Reserva, encontra-se a sub-bacia do Córrego Taquara, afluente do ribeirão do Gama contribuinte do Lago Paranoá, sub-bacia representada pelo córrego Taquara e seus afluentes pela margem direita: os córregos Taperas, Taperinha e Roncador e pela margem esquerda os córregos “Sem Nome” e da Onça. O córrego Roncador recebe ainda, pela margem direita, os afluentes: Pitoco, Monjolo e Escondido (RIBEIRO, 2011).

O córrego Roncador apresenta uma extensão de 3.625 m, largura máxima do leito de 5,20 m e largura mínima de 1,40 m, com profundidade que varia entre 0,45 a 1,20 m (RIBEIRO, 2011). Seu represamento deu origem ao sistema lêntico chamado Lagoa do Roncador, que é o local de estudo desse projeto (Figura 1). A lagoa do Roncador é formada pelo afloramento de lençol freático, de profundidade inferior a 5 m, possui a presença marcante de bancos de macrófitas aquáticas de três tipos: emergentes

(enraizadas no sedimento) com predomínio aparente da família Pontederiaceae; flutuantes livres (não enraizadas, flutuam sobre a superfície da lagoa); e submersas.



**Figura 1.** Área de estudo (Reserva Ecológica do IBGE) marcada pelo círculo laranja: local de realização do experimento de campo.

## 2.2. Experimento de campo

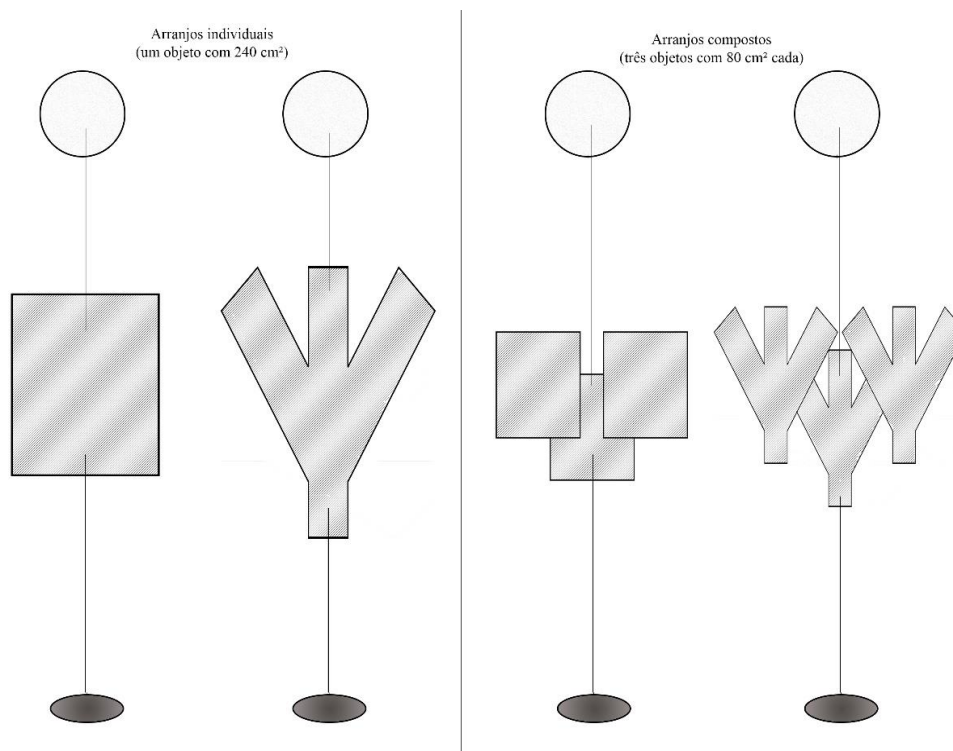
O experimento de campo foi realizado em fevereiro de 2018, e se deu pela distribuição de macrófitas artificiais em 80 unidades amostrais ao longo da lagoa do Roncador. As plantas aquáticas artificiais foram distribuídas ao longo da lagoa em dois fatores contendo dois níveis de complexidade cada. O primeiro fator representa a *estrutura arquitetônica da folha*, contendo os níveis *folhas simples* (configuração retangular) e *folhas complexas* (configuração em forquilha com três dentes). O segundo fator é o *arranjo social*, composto de *colônias de folhas simples* (contendo três indivíduos de configuração regular simples) e *colônias de folhas complexas* (contendo três indivíduos de configuração em forquilha) (figura 2). A distribuição das folhas na lagoa se deu da seguinte forma: 25% das unidades amostrais compostas por indivíduos de estrutura arquitetônica de nível simples ( $n=20$ ), 25% compostas por colônias de estrutura arquitetônica complexa ( $n=20$ ), 25% das unidades amostrais compostas por colônias simples ( $n=20$ ) e as outras 25% compostas por colônias complexas ( $n=20$ ). Todas as plantas aquáticas artificiais possuíam a mesma área, totalizando 240cm<sup>2</sup>, os



indivíduos do primeiro fator possuindo área total de 240 cm<sup>2</sup> (240cm<sup>2</sup> x 1) e os indivíduos do segundo fator com 80 cm<sup>2</sup> cada (80cm<sup>2</sup> x 3) (Figura 2 e Figura MS1).

Cada folha foi amarrada a uma linha de nylon e fixada ao fundo a uma profundidade de 0,5 m da coluna da água com uma âncora (chumbada) afim de mantê-las abaixo da superfície da água na posição vertical. Para melhor visualização das amostras na lagoa, todos os tratamentos foram fixados à bolas de isopor, utilizando uma linha de nylon (Figura 2 e Figura MS1) e identificados com uma cor diferente, de acordo com o tipo de fator e nível utilizando alfinetes coloridos. As unidades experimentais pertencentes a cada nível de complexidade foram emparelhadas em diferentes regiões da lagoa, para isso, os pontos amostrais na lagoa foram distribuídos a partir da avaliação do quadrado latino (Figura MS2). O tempo final de exposição na água foram de 30 dias.

Um experimento piloto foi realizado com o objetivo de determinar o tempo de exposição e o melhor material a ser utilizado (colonização das espécies), sendo testados três (3) materiais diferentes: garrafa pet, folha para encadernação e tampas de potes de sorvete. Após os 30 dias de exposição e triagem em laboratório, o material que melhor se adaptou as condições e que apresentou uma maior densidade de organismos, foi escolhido para o experimento. Para confecção das plantas artificiais, foi utilizado material plástico advindo de folhas para encadernação, este material tem uma superfície com protuberâncias, que simula a rugosidade das macrófitas e o outro lado com superfície lisa.



**Figura 2.** Modelo ilustrativo das plantas artificiais: Fator 1 (estrutura arquitetônica da folha) e Fator 2 (arranjo social): folhas simples e folhas complexas, todos com área total de 240 cm<sup>2</sup>.

### 2.3. Amostragem da comunidade zooplanctônica

Após 30 dias de exposição, os experimentos foram retirados da lagoa utilizando uma rede de filtragem de 20 µm para que não fossem perdidos organismos no momento da retirada, eles foram inseridos em potes de vidros e posteriormente, em laboratório, o material biológico (substrato aderido) foi extraído por meio de escovação, utilizando escova de cerdas macias. O material foi filtrado em uma rede de malha de 20 µm, concentrado em 100 ml e fixado com solução de formaldeído tamponada a 4% com tetraborato de sódio (bórax) (STEEDMAN, 1976) e transferido para um pote de polietileno.

Para identificação dos organismos, as amostras foram subamostradas com uma pipeta tipo *Hensen-Stempel*. Foram realizadas análises quantitativas dos organismos (Amebas Testáceas, Cladóceros, Copépodes e Rotíferos) utilizando uma câmara de contagem do tipo Sedgwick-Rafter com microscópio óptico. Foram realizadas análises qualitativas até que novos taxa não fossem encontrados (BOTTRELL et al., 1976). As densidades foram expressas em indivíduos/m<sup>3</sup>. Os taxa foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com base em suas características morfológicas, com o auxílio de chaves de identificação para cada grupo: amebas testáceas (OGDEN;

HEDLEY, 1980), cladóceros (ELMOOR-LOUREIRO, 1997), copépodes (NEVES, 2011; SILVA, 2003) e rotíferos (JOKO, 2011; SEGERS, 1995).

#### **2.4. Análises estatísticas**

Inicialmente, a composição dos organismos zooplanctônicos foi ordenada através de uma Análise de Escalas Multidimensionais Não-Métricas (*NMDS*), com o objetivo principal de verificar distinções entre os diferentes fatores testados: fator 1 (tipo de folha: nível simples e nível complexo) e fator 2 (níveis de complexidade das macrófitas artificiais: nível simples e nível complexo).

Para comparar os diferentes níveis de complexidades e verificar se houveram diferenças significativas entre os tratamentos tanto de forma geral quanto par a par, foi realizada uma Análise Multivariada Permutacional de Variância usando Matrizes de Distância (*PERMANOVA*), através da função *adonis2*, do pacote *vegan*. Para isso, os dados de composição foram convertidos à matriz de distâncias de *Bray-Curtis* na própria análise.

Também foram realizadas análises de variâncias para medidas repetidas (ANOVA) entre as riquezas e densidades das unidades amostrais por tratamentos para verificar se houveram diferenças nas médias. Para avaliar se as diferenças foram significativas ( $P < 0.05$ ), foi realizado um teste *t* pareado para verificar entre quais tratamentos houveram as diferenças.

Para comparação das diferenças nas medidas dos organismos para cada tratamento, os organismos foram divididos em três categorias: (i) menores que 100  $\mu\text{m}$ ; (ii) entre 100 e 200  $\mu\text{m}$ ; e (iii) maiores que 200  $\mu\text{m}$ . As variâncias nas riquezas e abundâncias desses diferentes grupos foram comparadas para cada um dos diferentes tipos de tratamentos com as folhas artificiais. Um teste *t* pareado para avaliar entre quais tratamentos houveram as diferenças.

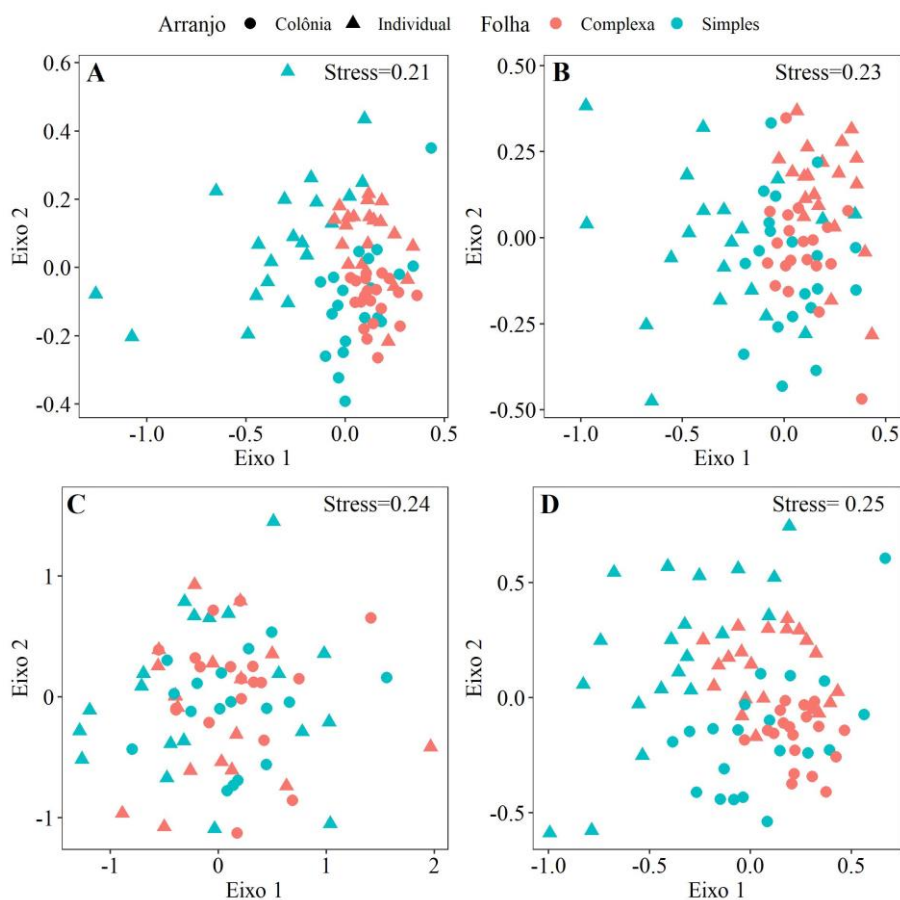
Todas as análises foram realizadas nos programas estatísticos R (R CORE TEAM, 2018) e Statistica 13.0 (STATSOFT, 2015).

### **3. RESULTADOS**

Foram identificados um total de 124 taxa (Tabela MS1). As amebas testáceas apresentaram 673.891 indivíduos e 16 espécies, os rotíferos apresentaram 93.133

indivíduos e 18 espécies e os microcrustáceos apresentaram 12.850 indivíduos e 4 espécies.

Houveram diferenças significativas na composição de espécies nos diferentes níveis de complexidades (Figura 3 e Tabela 1). Entretanto, o zooplâncton total, as amebas testáceas e os rotíferos apresentaram composição similar entre colônias complexas e simples. Os microcrustáceos apresentaram composição similar entre folhas simples e folhas complexas, folhas complexas e colônias simples, folhas complexas e colônias complexas e colônias simples e colônias complexas (Figura 3 e Tabela 1).

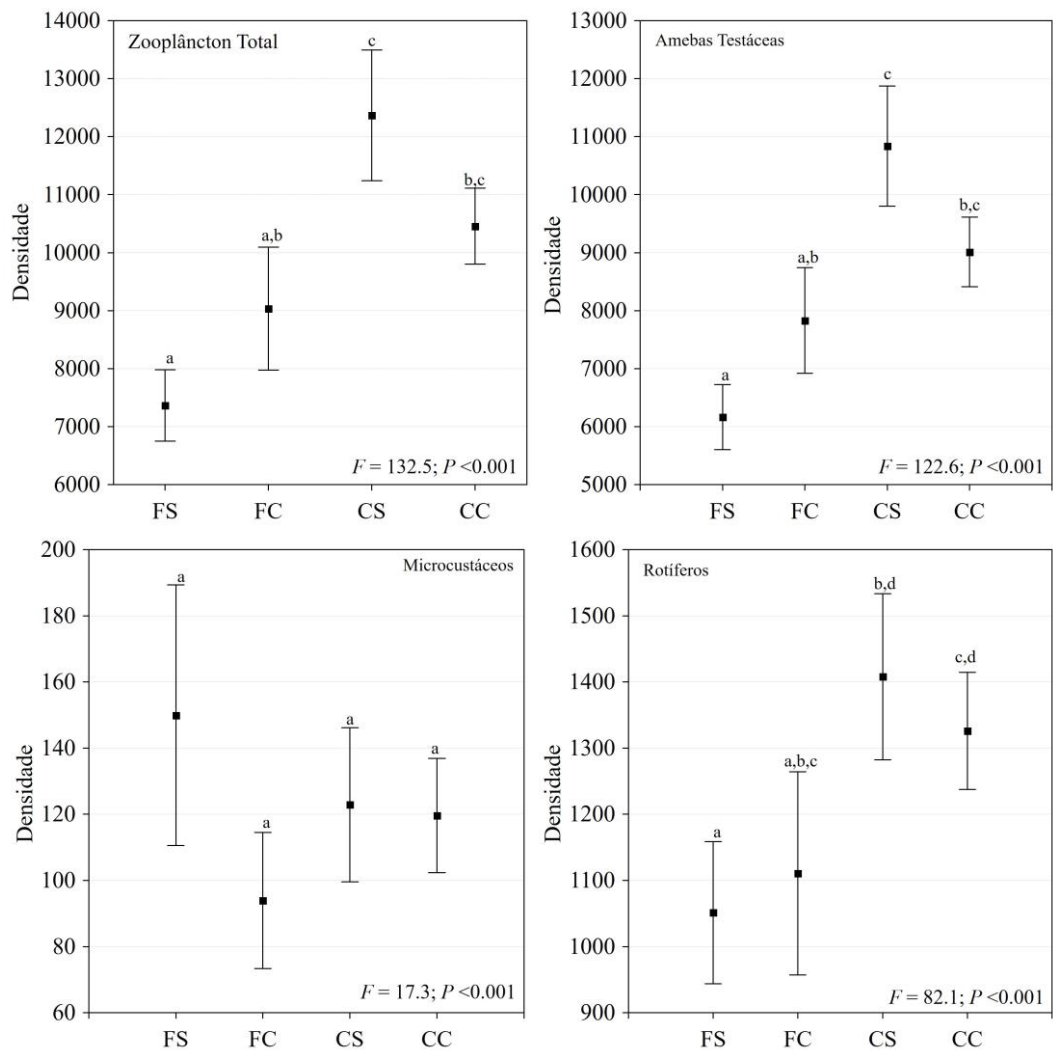


**Figura 3.** Ordenação das unidades de amostragem segundo a NMDS para o zooplâncton total (A), amebas testáceas (B), microcrustáceos (C) e rotíferos (D).

**Tabela 1.** Resultados da PERMANOVA comparando a composição de espécies entre os tipos de plantas artificiais. FS: folhas simples, FC: folhas complexas, CS: colônias simples e CC: colônias complexas.

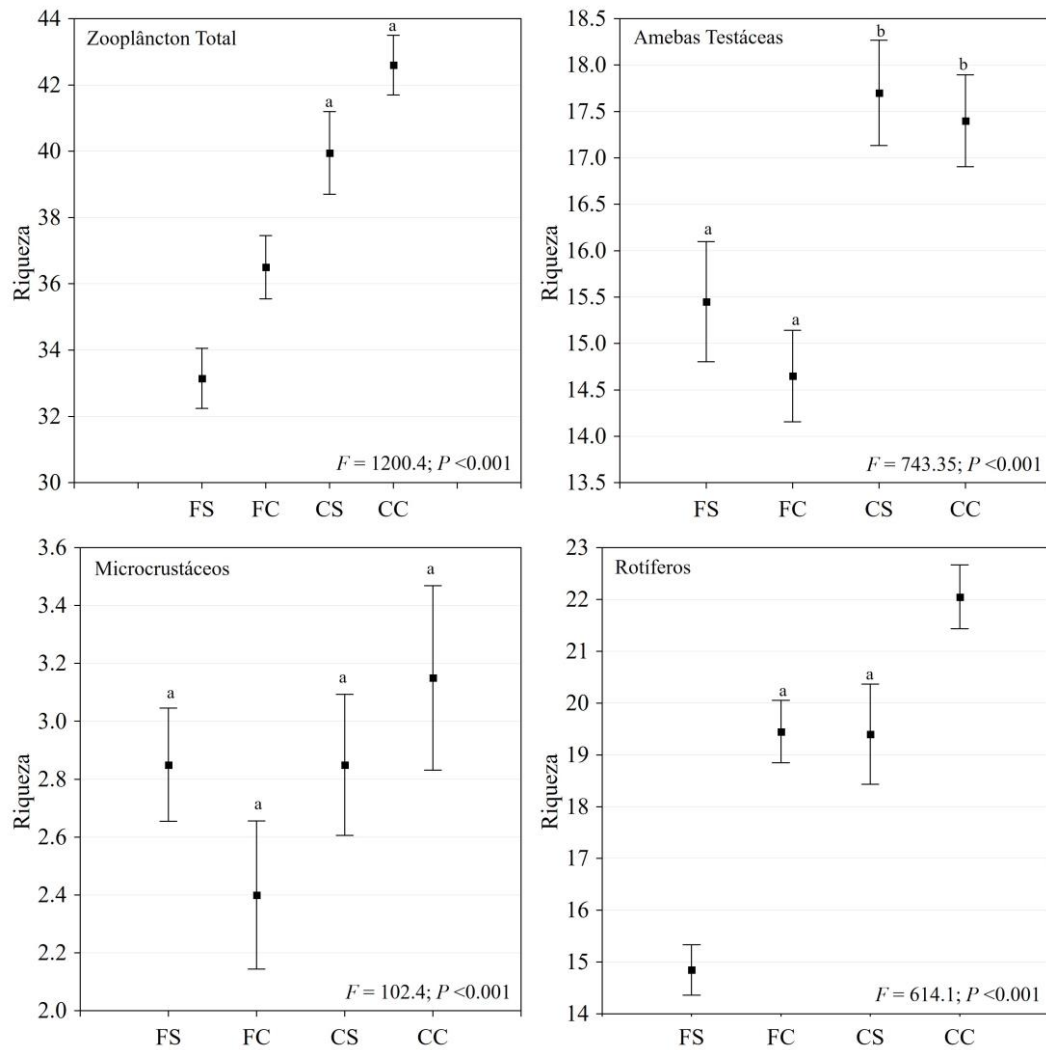
	<b>Comparativo</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>F</b>	<b>P</b>
<b>Zooplâncton</b>	Total	0.295	10.6	<b>&gt;0.001</b>
	FS x FC	0.257	13.1	<b>&gt;0.001</b>
	FS x CS	0.268	13.9	<b>&gt;0.001</b>
	FS x CC	0.269	14.0	<b>&gt;0.001</b>
	FC x CS	0.184	8.6	<b>&gt;0.001</b>
	FC x CC	0.136	6.0	<b>0.002</b>
	CS x CC	0.048	1.9	0.072
<b>Amebas testáceas</b>	Total	0.333	12.6	<b>&gt;0.001</b>
	FS x FC	0.298	16.2	<b>&gt;0.001</b>
	FS x CS	0.310	17.1	<b>&gt;0.001</b>
	FS x CC	0.305	16.7	<b>&gt;0.001</b>
	FC x CS	0.202	9.6	<b>&gt;0.001</b>
	FC x CC	0.140	6.2	<b>0.002</b>
	CS x CC	0.049	1.9	0.09
<b>Microcrustáceos</b>	Total	0.064	1.7	<b>0.028</b>
	FS x FC	0.040	1.5	0.096
	FS x CS	0.060	2.4	<b>0.014</b>
	FS x CC	0.063	2.5	<b>0.015</b>
	FC x CS	0.022	0.8	0.516
	FC x CC	0.047	1.9	0.079
	CS x CC	0.021	0.8	0.534
<b>Rotíferos</b>	Total	0.130	3.7	<b>&gt;0.001</b>
	FS x FC	0.083	3.4	<b>&gt;0.001</b>
	FS x CS	0.091	3.8	<b>&gt;0.001</b>
	FS x CC	0.135	5.9	<b>&gt;0.001</b>
	FC x CS	0.091	3.8	<b>&gt;0.001</b>
	FC x CC	0.088	3.7	<b>&gt;0.001</b>
	CS x CC	0.041	1.6	0.06

O zooplâncton total e as amebas testáceas apresentaram maiores densidades de organismos nas colônias simples e complexas. Entretanto, os microcrustáceos, apresentaram valores similares de densidade para todos os tratamentos (Figura 4).



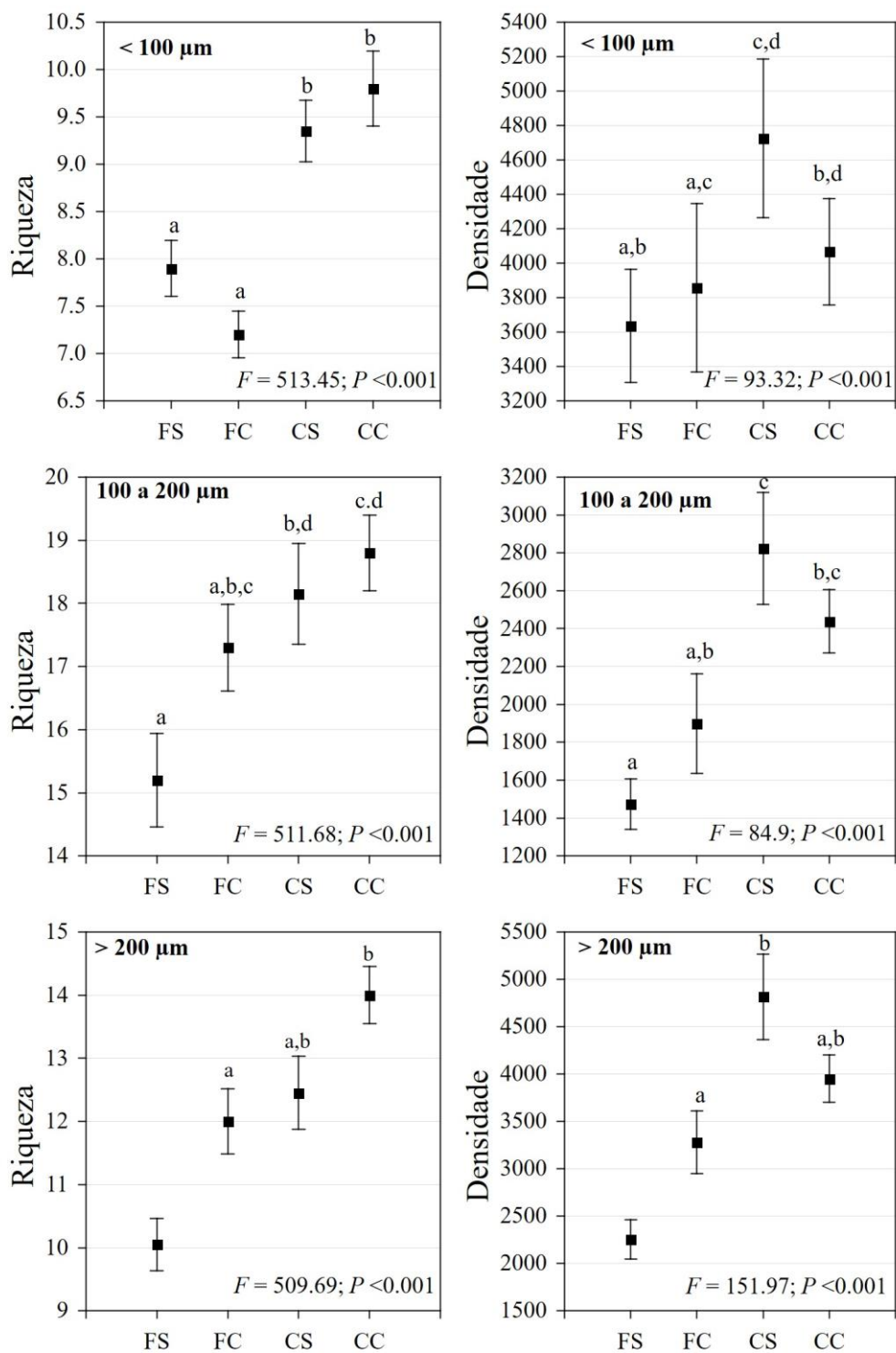
**Figura 4.** Box plot comparativo da densidade dos diferentes grupos zooplânctônicos nos diferentes níveis de complexidade. Folhas simples (FS); Folhas complexas (FC); Colônias Simples (CS); Colônias Complexas (CC);  $F$ = valor de  $F$  e  $P$  da Análise de Variância (ANOVA) para medidas repetidas.

As colônias complexas apresentaram maiores riquezas de espécie para o zooplâncton total, microcrustáceos e rotíferos, enquanto as colônias simples apresentaram maiores valores, apenas, para as amebas testáceas. Aqui também microcrustáceos apresentaram semelhança na composição em todos os tratamentos (Figura 5).



**Figura 5.** Box plot comparativo da riqueza de espécies dos diferentes grupos zooplanctônicos nos diferentes níveis de complexidade. Folhas simples (FS); Folhas complexas (FC); Colônias Simples (CS); Colônias Complexas (CC); F= valor de F e P da Análise de Variância (ANOVA) para medidas repetidas

Para todas as dimensões de organismos, as Colônias Simples e Complexas abrigaram uma maiores riquezas e densidades. Por outro lado, as Folhas Simples tiveram os menores valores (Figura 6).



**Figura 6.** Box plot comparativo da riqueza de espécies e densidade de indivíduos dos para diferentes classes de tamanho. Folhas simples (FS); Folhas complexas (FC); Colônias Simples (CS); Colônias Complexas (CC); F= valor de F e P da Análise de Variância (ANOVA) para medidas repetidas



#### 4. DISCUSSÃO

O presente estudo demonstrou que grupos específicos da comunidade zooplanctônica juntamente associados às suas dimensões foram distintos de acordo com cada fator de complexidade e estrutura, o que reflete que a variabilidade dentro do ambiente pode ser determinante na riqueza, abundância e densidade desses organismos. A complexidade ambiental é fator chave para o aumento da diversidade de ambientes aquáticos (MONTAG et al., 2019; MONTEMEZZANI et al., 2015; STEVENS; TELLO, 2018). A fauna associada às macrófitas aquáticas exerce um papel importante sobre a estruturação ecológica, a dinâmica trófica e o funcionamento geral de ambientes aquáticos (BOUCHARD; FERRINGTON; KARIUS, 2004; HARGEBY, 1990).

Os organismos zooplanctônicos apresentaram elevadas densidades em todos os fatores (estrutura arquitetônica das folhas e arranjo das folhas). De fato, a presença de plantas aquáticas e seus diferentes tipos de arquitetura elevam a complexidade estrutural do habitat (BENÍTEZ-MORA; CAMARGO, 2014) e, conseqüentemente, influenciam a colonização de invertebrados epifíticos (GRZYBKOWSKA et al., 2003; TÓTH et al., 2012). Assim, quanto mais complexa (diversidade funcional e arquitetônica) a comunidade de macrófitas, mais diversificadas e numerosas tende a ser as comunidades zooplanctônicas associadas a essas plantas (WALSH, 1995). Portanto, é possível explicar, em parte, a relação entre a abundância desses organismos com os tipos de fatores testados experimentalmente.

Aqui, os resultados apontam para a abundância e as preferências de grupos zooplanctônicos intimamente associadas a estruturas de plantas aquáticas. A associação entre as macrófitas e esses organismos é relevante para a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, essas plantas fornecem substrato para a colonização de perifíton, que serve como alimento para o zooplâncton (GRZYBKOWSKA et al., 2003). Além disso, fornecem micro-habitat, fator que melhora o estabelecimento e colonização de invertebrados, fornecendo alimentação e fuga de predadores (PAPAS, 2007). Portanto, inferimos que o aumento da riqueza em determinados fatores tem relação com o aumento da heterogeneidade ambiental associada aos detritos aderidos às plantas, ou seja, a comunidade perifítica e matéria orgânica presente (SILVA; HENRY, 2013).

As áreas com vegetação são dominadas pelo zooplâncton litorâneo. As espécies litorâneas necessitam de substratos para sua fixação (PHIRI; CHAKONA; DAY, 2011) e têm uma vantagem sobre as espécies planctônicas devido ao seu pequeno tamanho e baixo movimento (MEERHOFF et al., 2007). Em contraste, espécies pelágicas são capturadas facilmente por predadores devido ao seu movimento contínuo, particularmente o movimento de salto exibido pelos microcrustáceos (JEPPESEN et al., 1997).

Rotíferos, costumam ser representados por organismos oportunistas, apresentam capacidade de colonizarem com eficiência diversos tipos de ambientes, sendo um dos grupos mais ricos e diversos do zooplâncton em ambientes aquáticos continentais (SARDRIT et al., 2017; SEGERS; SANOAMUANG, 2007). Para nosso estudo, independente dos fatores avaliados, o gênero *Lecane* foi representativo em termos de densidade.

As espécies de Lecanidae são geralmente não-planctônicas, classificadas como litorâneas, habitam principalmente lagoas e lagos (SERRANIA-SOTO; SARMA; NANDINI, 2011), estando associadas à presença de vegetação aquática (COELHO; DE OLIVEIRA; DOS SANTOS-WISNIEWSKI, 2014). Este gênero é o segundo maior entre os rotíferos, apresentam cerca de 160 espécies válidas (SEGERS, 1995). A presença deles pode estar relacionada à especialização alimentar a base de bactérias, detritos e algas (SOTO; SARMA, 2009) e alta taxa reprodutiva (cistos ou ovos partenogênicos que eclodem facilmente) (RICO-MARTÍNEZ et al., 2013). De Paggi (2001) associou a alta densidade de espécies de rotíferos à presença de bancos de macrófitas submersas e flutuantes. A alta densidade desses organismos nesses ambientes pode estar relacionada as suas características corporais: tamanho corporal pequeno, dedos curtos para evitar predadores e alimentação baseada em microorganismos epifíticos

Amebas testáceas apresentaram grande diversidade de espécies, esses organismos possuem facilidade para colonizar habitats (LEÃO et al., 2007; REGALISELEGHIM; GODINHO; MATSUMURA-TUNDISI, 2011) e tem preferência por habitat litorâneo, são, geralmente, encontradas associadas a macrófitas ou ao sedimento (VELHO; LANSAC-TÔHA; BINI, 2003). A ocorrência e abundância associadas às macrófitas aquáticas tem relação com a produtividade dessas plantas (GOMES, 2008). A presença do gênero *Centropyxis* foi marcante, esses organismos apresentam locomoção

mais limitada, pois são portadores de pseudópodos, que também auxiliam na alimentação, do tipo raspadora e filtradora. (SMITH; BOBROV; LARA, 2008).

Para os Microcrustáceos, a baixa densidade de copépodes encontrada nos tratamentos pode ser justificada pelos movimentos migratórios desses organismos que ocorrem para as profundidades mais baixas durante o dia, com a finalidade deles escaparem dos predadores (DE STASIO, 1993). A menor densidade de microcrustáceos também pode ter relação com a predação (HECK; CROWDER, 1991), macrófitas poderiam dificultar o comportamento de natação e alimentação do zooplâncton planctônico (MANATUNGE; ASAEDA; PRIYADARSHANA, 2000).

Em relação aos tipos de folhas e o tamanho dos organismos presentes, as folhas simples apresentam um espaço mais particionado e será menos acessível a organismos de tamanho corporal maior, reduzindo assim o risco de predação. As folhas complexas apresentaram maior riqueza. Organismos menores são beneficiados por maior complexidade de micro-habitat devido a uma área relativamente maior de ocupação, inacessível para organismos de tamanhos maiores e predadores (FERREIRO et al., 2011).

Da mesma forma, o aumento da riqueza tem relação positiva com o aumento da heterogeneidade ambiental (SILVA; HENRY, 2013). Nesse sentido, a biomassa de macrófitas depende da área do substrato e da complexidade morfológica das plantas, influenciando a abundância da fauna associada (TANIGUCHI; NAKANO; TOKESHI, 2003; TESSIER et al., 2004). Relações positivas entre heterogeneidade estrutural de macrófitas e densidade de invertebrados foram observadas por (CHERUVELIL et al., 2002; CHERUVELIL; SORANNO; SERBIN, 2000; THOMAZ et al., 2008). Assim, a complexidade espacial em corpos d'água pode ser considerada um fator determinante para o aumento da diversidade (MCABENDROTH et al., 2005; THOMAZ et al., 2008) em ecossistemas aquáticos.

**REFERÊNCIAS**

- ALLAN, J. D. Life History Patterns in Zooplankton. **The American Naturalist**, v. 110, n. 971, p. 165–180, 1976.
- ALI, M. M.; MAGEED, A. A.; HEIKAL, M. Importance of aquatic macrophyte for invertebrate diversity in large subtropical reservoir. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 37, n. 2, p. 155–169, 2007.
- BADOSA, A. et al. Zooplankton taxonomic and size diversity in Mediterranean coastal lagoons (NE Iberian Peninsula): influence of hydrology, nutrient composition, food resource availability and predation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 1–2, p. 335–346, 2007.
- BAZZAZ, F. A. Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. **Ecology**, v. 56, n. 2, p. 485–488, 1 mar. 1975.
- BENÍTEZ-MORA, A.; CAMARGO, J. A. Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). **Hydrobiologia**, v. 728, n. 1, p. 167–178, 2014.
- BINI, L. M. et al. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. **Ecology**, v. 95, n. 6, p. 1569–1578, jun. 2014.
- BOTTRELL, H. H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norw. J.**, p. 419–456, 1976.
- BOUCHARD, R. W.; FERRINGTON, L. C.; KARIUS, M. L. Guide to aquatic invertebrates of the Upper Midwest. 2004.
- BRUCET, S. et al. Size diversity and species diversity relationships in fish assemblages of Western Palearctic lakes. **Ecography**, v. 41, n. 7, p. 1064–1076, 2018.
- CAMARGO, V. M.; FERRAGUT, C. Estrutura da comunidade de algas perifíticas em *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult (Cyperaceae) em reservatório tropical raso, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 41, n. 1, p. 31–40, mar. 2014.
- CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, jun. 2012.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 30, p. E6089–E6096, 2017.

CELEWICZ-GOŁDYN, S.; KUCZYŃSKA-KIPPEN, N. Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. **PloS one**, v. 12, n. 5, p. e0177317, 2017.

CHEN, S.-Y.; LIN, J.-Y. Flow resistance adaptation of aquatic macrophytes under different flow velocities. **Environmental Engineering Science**, v. 28, n. 5, p. 373–383, 2011.

CHERUVELIL, K. S. et al. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 2, p. 261–277, 2002.

CHERUVELIL, K. S.; SORANNO, P. A.; SERBIN, R. D. Macroinvertebrates associated with submerged macrophytes: sample size and power to detect effects. **Hydrobiologia**, v. 441, n. 1, p. 133–139, 2000.

CHOI, J.-Y. et al. Impact of habitat heterogeneity on the biodiversity and density of the zooplankton community in shallow wetlands (Upo wetlands, South Korea). **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 45, n. 4, p. 485–492, 2016.

COELHO, P. N.; DE OLIVEIRA, E. B. B.; DOS SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. Comunidade zooplanctônica em um pequeno corpo d'água associado a um fragmento florestal e pastagem no município de Alfenas-MG. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 3, 2014.

CUNHA, E. R. et al. Macrophyte structural complexity influences spider assemblage attributes in wetlands. **Wetlands**, v. 32, n. 2, p. 369–377, 2012.

DE PAGGI, S. J. Diversity of rotifera (Monogononta) in wetlands of Río Pilcomayo national park, Ramsar site (Formosa, Argentina). **Hydrobiologia**, v. 462, n. 1–3, p. 25–34, 2001.

DE STASIO, B. T. Diel vertical and horizontal migration by zooplankton: population budgets and the diurnal deficit. **BULLETIN OF MARINE SCIENCE-MIAMI-**, v. 53,

p. 44, 1993.

DIAS, P. B. Biodiversidade, porque importa! 2018.

DODDS, W. K. (WALTER K.; WHILES, M. R. **Freshwater ecology : concepts and environmental applications of limnology**. Elsevier/Academic Press, 2010.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 02, p. 163, 12 maio 2006.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. 1997.

FAMIGLIETTI, J. S. The global groundwater crisis. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 11, p. 945, 2014.

FERREIRO, N. et al. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. **Hydrobiologia**, v. 664, n. 1, p. 199–211, 2011a.

GOMES, M. B. Tecamebas (Protozoa Rhizopoda) associadas às macrófitas aquáticas da bacia do rio Jequitinhonha: Parque Estadual do rio Preto e Parque Estadual do Grão Mogol, MG. **Unimontes Científica**, v. 7, n. 2, p. 129–135, 2008.

GREEN, J. C. Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 19, n. 6, p. 1245–1259, 2005.

GRZYBKOWSKA, M. et al. Seasonal dynamics of macroinvertebrates associated with submersed macrophytes in a lowland river downstream of a dam reservoir. **International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 3, n. 4, p. 399–408, 2003.

GUILLAUME BLANCHET, F.; LEGENDRE, P.; HE, F. A new cost-effective approach to survey ecological communities. **Oikos**, v. 125, n. 7, p. 975–987, 2016.

HANJRA, M. A.; QURESHI, M. E. Global water crisis and future food security in an era of climate change. **Food Policy**, v. 35, n. 5, p. 365–377, 2010.

HARGEBY, A. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. **Oikos**, p. 338–346, 1990.

HAUTIER, Y. et al. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability

via biodiversity. **Science**, v. 348, n. 6232, 2015.

HECK, K. L.; CROWDER, L. B. Habitat structure and predator—prey interactions in vegetated aquatic systems. In: **Habitat structure**. [s.l.] Springer, 1991. p. 281–299.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HUBBELL, S. P. The unified neutral theory of species abundance and diversity. **Princeton University Press, Princeton, NJ. Hubbell, SP (2004) Quarterly Review of Biology**, v. 79, p. 96–97, 2001.

HUTCHINSON, G. E. **The multivariate niche**. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. **Anais...1957**

INMET, I. **Instituto nacional de meteorologia**. Climatologia, 2019. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>

JENNINGS, S. et al. Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. **Journal of Animal Ecology**, v. 70, n. 6, p. 934–944, 2001.

JENNINGS, S. Size-based analyses of aquatic food webs. **Aquatic food webs: an ecosystem approach**. **Oxford University Press, Oxford**, p. 86–97, 2005.

JEPPESEN, E. et al. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. In: **Shallow Lakes' 95**. [s.l.] Springer, 1997. p. 151–164.

JEPPESEN, E. et al. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. In: **The structuring role of submerged macrophytes in lakes**. Springer, 1998. p. 91–114.

JI, G.; WANG, X.; WANG, L. Planktonic Rotifers in a Subtropical Shallow Lake: Succession, Relationship to Environmental Factors, and Use as Bioindicators. **Scientific World Journal**, 2013.

JOHNSON, C. N. et al. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. **Science**, v. 356, n. 6335, 2017.

JOKO, C. Y. Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR). 2011.

- KLEEBERG, A. et al. Effects of aquatic macrophytes on organic matter deposition, resuspension and phosphorus entrainment in a lowland river. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 2, p. 326–345, 2010.
- KOVALENKO, K. E.; THOMAZ, S. M.; WARFE, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 1–17, 2012.
- KUCZYNSKA-KIPPEN, N. M.; NAGENGAST, B. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. **Hydrobiologia**, v. 559, p. 203–212, 2006.
- LEÃO, C. J. et al. Distribuição de amebas testáceas (Protozoa, Rhizopoda) em sedimentos de um ambiente palustre da região do Capão do Leão, município de Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil. **Gaea-Journal of Geoscience**, v. 3, n. 2, p. 75–86, 2007.
- LOHBECK, M. et al. The importance of biodiversity and dominance for multiple ecosystem functions in a human-modified tropical landscape. **Ecology**, v. 97, n. 10, p. 2772–2779, 2016.
- MANATUNGE, J.; ASAEDA, T.; PRIYADARSHANA, T. The influence of structural complexity on fish–zooplankton interactions: a study using artificial submerged macrophytes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 58, n. 4, p. 425–438, 2000.
- MAZÃO, G. R.; BISPO, P. DA C. The influence of physical instream spatial variability on Chironomidae (Diptera) assemblages in Neotropical streams. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 60, p. 1–5, set. 2016.
- MCABENDROTH, L. et al. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? **Oikos**, v. 111, n. 2, p. 279–290, 2005.
- MEERHOFF, M. et al. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 6, p. 1009–1021, 2007.
- MEERHOFF, M. et al. An experimental study of habitat choice by *Daphnia*: plants signal danger more than refuge in subtropical lakes. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 7, p. 1320–1330, 1 jul. 2006.
- MONTAG, L. F. A. et al. Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern



Amazon. **Hydrobiologia**, v. 826, n. 1, p. 263–277, 2019.

MONTEMEZZANI, V. et al. A review of potential methods for zooplankton control in wastewater treatment High Rate Algal Ponds and algal production raceways. **Algal Research-Biomass Biofuels And Bioproducts**, v. 11, p. 211–226, 2015.

NEVES, G. P. Copépodes planctônicos (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) em reservatórios e trechos lóticos da bacia do Rio da Prata (Brasil, Paraguai, Argentina e Uruguai): taxonomia, distribuição geográfica e alguns atributos ecológicos. 2011.

OGDEN, G. G.; HEDLEY, R. H. An atlas of freshwater testate amoebae. **Soil Science**, v. 130, n. 3, p. 176, 1980.

PAPAS, P. Effect of Macrophytes on Aquatic Invertebrates: A Literature Review. **Arthur Rylah Institute for Environmental Research**, 2007.

PEREIRA, A. P. S. et al. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplancônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 191–205, 31 ago. 2011.

PHIRI, C.; CHAKONA, A.; DAY, J. A. The effect of plant density on epiphytic macroinvertebrates associated with a submerged macrophyte, *Lagarosiphon ilicifolius* Obermeyer, in Lake Kariba, Zimbabwe. **African journal of aquatic science**, v. 36, n. 3, p. 289–297, 2011.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018. URL <https://www.R-project.org/>.

REGALI-SELEGHIM, M. H.; GODINHO, M. J. L.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist of " protozoans" from São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 389–426, 2011.

RIBEIRO, M. L. Reserva ecológica do IBGE: biodiversidade terrestre. **Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE**, p. 298, 2011.

RICO-MARTÍNEZ, R. et al. Rotifers in ecotoxicology. In: **Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology**. [s.l.] Springer, 2013. p. 973–996.

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and society**, v. 14, n. 2, 2009.

- SA-ARDRIT, P. et al. The influence of environmental variables on freshwater rotifers of the family Brachionidae and Lecanidae in Thailand. **Tropical Zoology**, v. 30, n. 1, p. 28–48, 2017.
- SANTOS, M. V. **Subsídios ao zoneamento da APA Gama-Cabeça de Veado e Reservas da Biosfera do Cerrado: caracterização e conflitos sócioambientais**. Brasília, 2003.
- SEGERS, H. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). **Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6**.(HJ Dumont, T. Nogrady, eds). **SPB Academic Publishing BV.**, 226 p., 1995.
- SEGERS, H.; SANOAMUANG, L.-O. Note on a highly diverse rotifer assemblage (Rotifera: monogononta) in a Laotian rice paddy and adjacent pond. **International Review Of Hydrobiology**, v. 92, n. 6, p. 640–646, 2007.
- SERRANIA-SOTO, C. R.; SARMA, S. S. S.; NANDINI, S. Studies on comparative population growth of some species of the rotifer Lecane (Rotifera). **Journal of environmental biology**, v. 32, n. 4, p. 523, 2011.
- SILVA, W. M. DA. **Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética**. 2003.
- SILVA, C. V; HENRY, R. Aquatic macroinvertebrates associated with Eichhornia azurea (Swartz) Kunth and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 149–162, 2013.
- SIMÕES, N. R. et al. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 3–17, 3 out. 2015.
- SMITH, H. G.; BOBROV, A.; LARA, E. Diversity and biogeography of testate amoebae. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 329–343, 16 fev. 2008.
- SOTO, C. S.; SARMA, S. S. S. Morphometric changes in Lecane stokesii (Pell, 1890)(Rotifera: Lecanidae) induced by allelochemicals from the predator Asplanchnopus multiceps (Schrank, 1793). **Allelopathy Journal**, v. 24, n. 1, 2009.
- ŠPOLJAR, M. et al. **Submerged macrophytes as a habitat for zooplankton development in two reservoirs of a flow-through system (Papuk Nature Park,**

**Croatia**). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. **Anais...EDP Sciences**, 2012

STATSOFT, I. STATISTICA (data analysis software system), version 13.0. **Tulsa, USA**, 2015.

STEEDMAN, C. B. STEEDMAN, H. F. [Ed.] 1976. Zooplankton fixation and preservation . Monogr. Oceanogr. Methodol. 4. UNESCO Press, Paris. 350 p. \$16.50. **Limnology and Oceanography**, v. 23, n. 3, p. 583–583, maio 1976.

STERNER, R. W. Role of Zooplankton in Aquatic Ecosystems. In: **Encyclopedia of Inland Waters**. 2009. p. 678–688.

STEVENS, R. D.; TELLO, J. S. A latitudinal gradient in dimensionality of biodiversity. **Ecography**, 2018.

TANIGUCHI, H.; NAKANO, S.; TOKESHI, M. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 4, p. 718–728, 2003.

TANIGUCHI, H.; TOKESHI, M. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 9, p. 1164–1178, 2004.

TESSIER, C. et al. Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy). **Journal of Limnology**, v. 63, n. 2, p. 190–198, 2004.

TESSIER, C. et al. Invertebrate communities and epiphytic biomass associated with metaphyton and emergent and submerged macrophytes in a large river. **Aquatic Sciences**, v. 70, n. 1, p. 10–20, 2008.

THAKUR, M. P.; WRIGHT, A. J. Environmental filtering, Niche construction, and trait variability: The missing discussion. **Trends in ecology & evolution**, v. 32, n. 12, p. 884–886, 2017.

THOMAZ, S. M. et al. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 2, p. 358–367, 2008.

TOKESHI, M.; ARAKAKI, S. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 27–47, 10 abr. 2012.

TÓTH, M. et al. Are macrophyte-dwelling Chironomidae (Diptera) largely opportunistic in selecting plant species? **European Journal of Entomology**, v. 109, n. 2, 2012.

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: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology** v. 88, n. 2, p. 154–166, 2003.

WALSH, E. J. Habitat-specific predation susceptibilities of a littoral rotifer to two invertebrate predators. In: **Rotifera VII**. [s.l.] Springer, 1995. p. 205–211.

WOODWARD, G.; HILDREW, A. G. Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, n. 6, p. 1063–1074, 2002.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela MS1.** Tabela com valores da média e desvio padrão da densidade de indivíduos da comunidade zooplancônica para cada tipo de tratamento. **Med.A** (Média folhas simples) **DP.A** (desvio padrão folhas simples); **Med.B** (Média folhas complexas) **DP.B** (desvio padrão folhas complexas); **Med.C** (Média colônias simples) **DP.C** (desvio padrão colônias simples); **Med.D** (Média colônias complexas) **DP.D** (desvio padrão colônias complexas)

	Med.A	DP.A	Med.B	DP.B	Med.C	DP.C	Med.D	DP.D
<b>Amebas Testáceas</b>								
<b>Arcellidae</b>								
<i>Arcella cônica</i>	431.79	422.03	5.17	18.37	354.96	317.04	228.52	188.93
<i>Arcella costata</i>	954.52	721.74	7.50	33.54	0.00	0.00	8.08	24.51
<i>Arcella costata</i> var <i>angulosa</i>	727.85	511.70	424.27	310.52	1785.38	1181.89	1297.83	650.11
<i>Arcella gibbosa</i>	0.20	0.70	5.10	15.36	9.83	30.03	11.50	26.21
<i>Arcella mitrata</i> var <i>spectabilis</i>	910.40	1352.36	2784.01	1560.42	1911.08	1227.11	1853.29	656.04
<i>Arcella sp1</i>	0.05	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Arcella vulgaris</i>	1.75	7.83	18.59	34.37	18.46	24.96	14.85	18.88
<b>Diffugiidae</b>								
<i>Cucurbitella dentata</i>	4.83	12.02	6.48	14.17	6.58	18.43	0.00	0.00
<i>Diffugia acuminata</i>	1.01	3.65	2.60	11.16	2.75	8.50	0.00	0.00
<i>Diffugia amphora</i>	2.50	11.18	2.50	11.18	0.88	3.91	4.83	10.06
<i>Diffugia</i> cf <i>kempnyi</i>	2.70	11.17	0.00	0.00	3.98	11.90	1.08	4.84
<i>Diffugia compressa</i>	2.67	11.93	0.00	0.00	3.92	12.13	3.75	9.58
<i>Diffugia corona</i>	5.96	13.51	0.25	0.64	2.90	6.00	0.55	1.05
<i>Diffugia elegans</i>	3.31	7.87	21.44	36.86	16.73	23.83	10.80	20.37
<i>Diffugia globulosa</i>	182.75	151.89	550.40	504.45	1022.83	926.18	780.21	362.14
<i>Diffugia limnetica</i>	0.05	0.23	0.00	0.00	0.15	0.67	0.42	1.22
<i>Diffugia lobostoma</i>	145.29	100.68	141.38	115.67	211.04	174.21	158.58	143.59
<i>Diffugia oblonga</i>	0.25	1.12	0.85	3.80	0.00	0.00	1.35	4.66
<i>Diffugia sp1</i>	24.13	42.20	20.11	30.71	32.88	38.68	36.25	31.52
<i>Diffugia sp2</i>	1.50	6.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.89
<i>Diffugia sp3</i>	9.55	22.51	1.50	6.71	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pontigulasia compressa</i>	18.40	38.30	5.02	11.03	10.17	19.75	12.40	21.13
<i>Pseudonebela africana</i>	184.33	123.14	242.47	183.02	255.33	210.28	161.63	96.33
<b>Centropxyidae</b>								
<i>Centropxyxis aculeata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	8.21	13.52
<i>Centropxyxis discoides</i>	1751.75	923.21	2763.91	1159.33	4157.29	1786.72	3283.83	1018.51
<i>Centropxyxis gibba</i>	333.15	182.00	461.74	260.45	625.50	273.82	680.58	270.41
<i>Centropxyxis minuta</i>	215.31	171.44	101.18	115.15	88.29	87.50	205.33	115.30

	Med.A	DP.A	Med.B	DP.B	Med.C	DP.C	Med.D	DP.D
<i>Centropyxis platystoma</i>	1.77	7.44	0.00	0.00	13.29	34.60	5.26	11.12
<i>Centropyxis spinosa</i>	0.00	0.00	14.38	46.47	0.55	1.32	2.33	10.43
<b>Cyphoderiidae</b>								
<i>Cyphoderia ampulla</i>	1.06	4.75	12.42	44.79	3.48	10.43	0.10	0.31
<b>Euglyphidae</b>								
<i>Euglypha acanthophora</i>	54.38	87.35	153.48	158.80	112.27	112.79	142.58	104.98
<i>Euglypha</i> sp1	22.83	63.61	1.08	4.84	35.00	81.09	0.00	0.00
<i>Euglypha tuberculata</i>	14.19	37.50	7.52	23.03	12.04	30.77	3.90	10.08
<b>Lesquereusiidae</b>								
<i>Quadrullella</i> sp	15.05	46.15	0.05	0.22	4.15	11.46	0.30	0.73
<i>Lesquereusia gibbosa</i>	0.30	0.73	23.05	79.20	38.84	48.87	26.78	27.86
<i>Lesquereusia spiralis</i>	4.14	14.24	5.04	10.97	8.38	25.67	16.80	25.65
<b>Nebelidae</b>								
<i>Nebela cf barbata</i>	0.25	0.64	2.78	8.39	1.20	2.73	1.05	1.76
<i>Nebela cf penardiana</i>	37.73	37.27	26.88	27.81	52.08	55.41	43.38	50.02
<b>Netzeiliidae</b>								
<i>Netzelia wailesi</i>	0.10	0.45	0.20	0.89	4.70	20.10	0.00	0.00
<b>Microcrustáceos</b>								
<b>Cladóceros</b>								
<b>Chydoridae</b>								
<i>Acroperus tupinambá</i>	0.00	0.00	6.65	22.97	0.05	0.22	0.30	0.80
<i>Alona isabellae</i>	10.47	19.93	0.88	3.91	0.20	0.52	4.13	12.69
<i>Alona ossiani</i>	70.23	125.17	66.40	80.36	85.19	78.99	81.12	71.76
<i>Alonella clathratula</i>	1.13	4.84	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Alonella dadayi</i>	6.40	24.07	1.04	4.19	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Alonella</i> sp	0.50	1.00	2.05	7.78	1.05	1.88	0.45	1.00
<i>Disparalona leptorhyncha</i>	6.40	24.07	1.04	4.19	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	0.50	1.00	2.05	7.78	1.05	1.88	0.45	1.00
<i>Ovalona glabra</i>	1.50	6.71	0.05	0.22	1.08	4.84	1.00	4.47
<b>Daphniidae</b>								
<i>Chydorus eurynotus</i>	95.19	182.72	11.73	26.11	12.68	34.92	3.90	9.53
<b>Ilyocryptidae</b>								
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	9.73	18.72	0.00	0.00	0.35	1.18	0.10	0.45
<b>Moinidae</b>								
<i>Moina micrura</i>	2.58	7.96	2.35	6.90	1.27	5.20	0.60	0.75
<b>Copépodes</b>								
<b>Cyclopidae</b>								
<i>Copepodito cyclopoida</i>	0.20	0.41	4.75	15.98	16.06	21.82	0.25	0.44
<i>Metacyclops mendocinus</i>	2.21	6.96	2.98	7.34	7.00	14.36	3.92	9.90
<i>Microcyclops anceps</i>	1.03	3.70	0.20	0.52	0.30	0.73	0.20	0.41
<b>Cyclopinidae</b>								
<i>Nauplius cyclopoida</i>	36.00	103.37	11.25	34.86	24.42	43.69	27.40	30.60

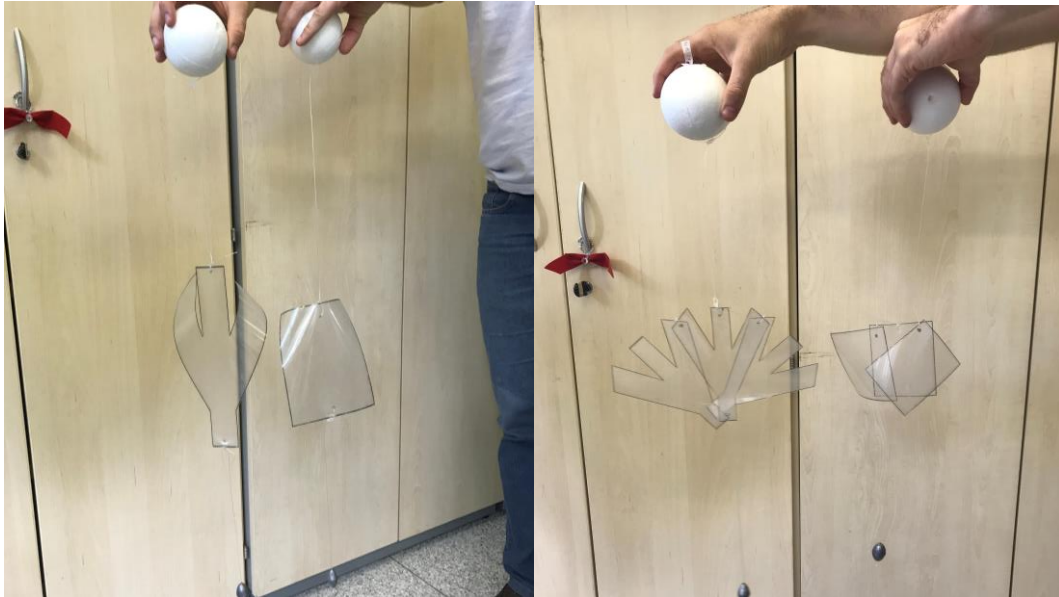
	Med.A	DP.A	Med.B	DP.B	Med.C	DP.C	Med.D	DP.D
<b>Rotíferos</b>								
<b>Asplanchnidae</b>								
<i>Asplanchna herricki</i>	6.00	26.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Asplanchna spl</i>	0.00	0.00	1.06	4.75	0.00	0.00	1.08	4.84
<b>Brachionidae</b>								
<i>Anuraeopsis fissa</i>	0.05	0.22	2.13	9.50	15.20	25.13	14.13	21.61
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1.50	6.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Brachionus falcatus</i>	1.06	4.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Keratella americana</i>	8.10	24.09	0.10	0.45	0.10	0.45	1.55	6.70
<i>Keratella cochlearis</i>	18.43	44.37	4.69	11.80	3.75	16.77	1.27	5.21
<i>Notholca acuminata</i>	0.41	0.80	0.25	0.55	0.33	0.59	0.05	0.23
<b>Dicranophoridae</b>								
<i>Dicranophorus forcipatus</i>	0.83	3.73	2.55	11.17	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Euchlanidae</b>								
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	5.45	20.26	5.61	14.72	2.40	10.03	2.90	8.77
<i>Euchlanis dilatata</i>	13.56	34.62	3.85	12.21	0.10	0.45	0.00	0.00
<i>Euchlanis incisa</i>	6.10	26.81	2.81	7.96	30.45	42.16	51.75	53.64
<i>Euchlanis meneta</i>	22.90	39.06	51.58	47.19	25.29	40.28	53.25	49.94
<i>Euchlanis triquetra</i>	60.60	130.86	35.48	32.65	35.71	42.43	47.50	32.51
<b>Epiphanidae</b>								
<i>Epiphanes macrourus</i>	17.10	27.47	5.31	11.88	6.90	12.58	2.17	5.49
<b>Filinidae</b>								
<i>Filinia longiseta var limnetica</i>	0.88	3.91	0.15	0.49	0.25	0.79	1.20	4.44
<i>Filinia saltator</i>	5.15	22.33	8.25	25.39	0.20	0.52	2.29	6.29
<b>Gastropidae</b>								
<i>Ascomorpha agilis</i>	18.08	47.33	0.00	0.00	3.75	16.77	0.00	0.00
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	51.55	99.56	31.60	39.49	0.88	3.91	2.05	7.78
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	39.05	35.31	37.80	38.48	52.61	53.86	24.16	25.48
<i>Ascomorpha saltans</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Lecanidae</b>								
<i>Lecane bulla</i>	3.06	9.90	7.05	18.70	1.75	7.83	1.27	5.20
<i>Lecane cf aquila</i>	1.88	8.39	0.00	0.00	1.25	5.59	0.88	3.91
<i>Lecane cornuta</i>	225.90	110.17	158.13	102.73	236.63	114.00	229.04	113.78
<i>Lecane curvicornis</i>	1.65	6.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lecane elegans</i>	6.00	26.83	0.00	0.00	4.14	12.45	0.00	0.00
<i>Lecane furcata</i>	0.95	2.84	1.50	6.71	0.45	0.89	0.55	1.70
<i>Lecane hornemanni</i>	53.13	95.72	98.64	134.02	86.38	89.47	74.08	83.10
<i>Lecane ludwigii</i>	6.83	12.55	2.90	11.10	2.70	7.70	0.40	0.94
<i>Lecane luna</i>	21.73	50.21	43.46	55.25	22.67	32.32	19.17	18.18
<i>Lecane lunares</i>	67.83	92.04	53.69	65.27	113.13	111.22	66.63	70.58
<i>Lecane papuana</i>	1.50	6.71	0.00	0.00	18.92	41.65	0.00	0.00
<i>Lecane quadridentata</i>	15.73	23.90	39.38	35.69	30.35	61.68	37.98	41.12
<i>Lecane rhytida</i>	1.50	6.71	0.00	0.00	1.17	5.22	0.00	0.00

	Med.A	DP.A	Med.B	DP.B	Med.C	DP.C	Med.D	DP.D
<i>Lecane signifera</i>	40.15	40.64	33.08	33.38	78.98	67.30	59.15	50.56
<i>Lecane sp1</i>	0.47	1.81	0.00	0.00	0.21	0.80	0.05	0.23
<i>Lecane ungulata</i>	7.83	24.26	0.00	0.00	0.00	0.00	3.50	15.65
<b>Lepadellidae</b>								
<i>Lepadella cristata</i>	102.15	121.79	99.30	69.65	95.75	77.61	118.38	88.54
<i>Lepadella donneri</i>	7.43	22.65	3.85	16.75	11.97	46.90	0.45	0.83
<i>Lepadella ovalis</i>	6.80	16.70	2.73	8.54	1.75	7.83	0.00	0.00
<i>Lepadella patella</i>	0.00	0.00	1.75	6.70	0.20	0.52	1.85	7.82
<b>Lindiidae</b>								
<i>Lindia sp</i>	0.00	0.00	3.38	11.65	5.50	17.61	9.63	18.39
<i>Lindia torulosa</i>	16.11	26.48	48.28	54.32	29.77	36.14	26.20	36.18
<b>Mytilinidae</b>								
<i>Mytilina crassipes</i>	0.00	0.00	0.05	0.22	1.98	8.37	0.50	1.05
<i>Mytilina sp</i>	5.00	22.36	12.71	33.54	0.00	0.00	1.17	5.22
<i>Mytilina trigona</i>	0.00	0.00	6.88	16.95	11.88	20.24	1.22	5.21
<b>Notommatidae</b>								
<i>Notommata codonella</i>	53.56	71.52	126.10	147.36	151.54	127.42	116.17	92.59
<i>Notommata pseudocerberus</i>	13.75	32.71	26.78	50.51	68.05	97.29	85.28	69.05
<i>Notommata sp 1</i>	0.81	3.63	18.77	38.11	50.22	57.72	60.58	71.22
<i>Notommata sp 2</i>	0.25	0.64	10.90	17.36	42.40	38.30	34.42	35.03
<i>Cephalodella gibba</i>	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.47
<b>Proalidae</b>								
<i>Proales minima</i>	5.67	19.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Proales sigmoidea</i>	5.83	20.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Synchaetidae</b>								
<i>Synchaeta oblonga</i>	0.00	0.00	42.46	76.81	41.13	51.89	49.88	48.89
<i>Synchaeta pectinata</i>	0.05	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Trichotriidae</b>								
<i>Macrochaetus collinsi</i>	0.28	0.28	0.28	0.67	0.33	0.69	0.47	1.02
<i>Macrochaetus sericus</i>	0.00	0.00	7.55	14.87	6.13	17.89	19.67	21.40
<b>Testudinellidae</b>								
<i>Testudinella patina</i>	0.22	0.67	0.00	0.00	0.05	0.22	0.00	0.00
<b>Trichocercidae</b>								
<i>Trichocerca bicristata</i>	0.05	0.22	0.00	0.00	1.75	7.83	1.25	3.93
<i>Trichocerca bidens</i>	0.05	0.22	3.79	10.40	21.50	54.53	23.67	37.82
<i>Trichocerca flagellata</i>	0.05	0.22	0.00	0.00	4.48	15.91	0.40	1.19
<i>Trichocerca gillardi</i>	3.67	11.49	5.00	22.36	1.50	6.71	7.00	31.30
<i>Trichocerca porcellus</i>	33.59	59.15	8.85	18.37	10.42	25.80	0.00	0.00
<b>Trichotriidae</b>								
<i>Trichotria pocillum</i>	0.11	0.32	0.15	0.37	0.30	0.66	0.21	0.54
<i>Trichotria tetractis</i>	2.43	7.57	2.26	6.30	4.70	11.47	7.29	16.72

**Classe**



	Med.A	DP.A	Med.B	DP.B	Med.C	DP.C	Med.D	DP.D
<i>Bdelloidea</i>	55.89	55.59	30.40	37.90	49.89	38.99	43.77	29.52



**Figura MS1.** Modelos de plantas artificiais utilizadas no experimento: Fator 1 (estrutura arquitetônica da folha) e Fator 2 (arranjo social): folhas simples e folhas complexas, todos com área total de 240 cm<sup>2</sup>.



**Figura MS2.** Exemplo da distribuição pelo quadrado latino de macrófitas artificiais na Lagoa do Roncador .

Capítulo elaborado e formatado conforme as normas  
da publicação científica Acta Amazonica.

Disponível em:

<<http://www.scielo.br/revistas/aa/iinstruc.htm>>\*

Capítulo 02 - Forest-cover and seasonal influence in zooplankton communities of southeastern Amazon streams

### **Abstract**

Deforestation in riparian areas is a strong driver of biodiversity loss in aquatic ecosystems. We investigated the influence of forest cover and physical and chemical characteristics of streams on zooplankton communities in southeastern Amazon. We addressed the following questions: (i) Does seasonality influence zooplankton communities' structure, especially in watersheds with low forest cover? (ii) Are environmental factors and dispersive processes efficient predictors of zooplankton communities? (iii) Can zooplankton species be indicators of watersheds' forest-cover levels? We sampled 15 streams located in nine rural settlements in northern Mato Grosso, Brazil, in the dry (August) and rainy (March) seasons in 2017. The forest-cover level had significant effect on the physical and chemical characteristics of streams and on the structure and composition of the zooplankton communities, mainly of rotifers and testate amoebae. Areas with low vegetation cover had seasonal changes in species richness, density of individuals and zooplankton community structure. Environmental and spatial variables had no significant effect on the structure of zooplankton communities, which may indicate the influence of stochastic factors. Species from three zooplankton groups (rotifers, microcrustaceans, and testate amoebae) were indicators of forest-cover classes. Selection of species indicative of deforestation classes should

consider the season (rainy and dry) and the magnitude of the strength of the indication (indicator value) in addition to the significance of the considered statistic (P value).

**Keywords:** environmental filters, spatial filters, ottocodified basins, indicator species

### **Influência sazonal e cobertura florestal em comunidades zooplanctônicas de riachos do sudeste da Amazônia**

#### **Resumo**

O desmatamento em zonas ripárias é um forte vetor de perda de biodiversidade nos ecossistemas aquáticos. Nós investigamos a influência da cobertura florestal e de características físico-químicas de riachos sobre comunidades zooplanctônicas no sudeste da Amazônia. Foram abordadas as seguintes questões: (i) A sazonalidade influencia a estrutura de comunidades zooplanctônicas, especialmente em bacias com baixa cobertura florestal? (ii) Os fatores ambientais e os processos dispersivos são preditores eficientes das comunidades zooplanctônica em riachos? (iii) Espécies zooplanctônicas podem ser indicadores dos níveis de cobertura florestal? Foram amostrados 15 riachos localizados em nove assentamentos rurais no norte de Mato Grosso, Brasil, nas estações seca (agosto) e chuvosa (março) de 2017. O nível de cobertura florestal teve efeito significativo nas características físicas e químicas dos riachos e na estrutura e composição das comunidades zooplanctônicas, principalmente de rotíferos e amebas testáceas. Áreas com baixa cobertura vegetal apresentaram mudanças sazonais na riqueza de espécies, densidade de indivíduos e estrutura da comunidade zooplanctônica. As variáveis ambientais e espaciais não tiveram efeito significativo na estrutura das comunidades zooplanctônicas, o que pode indicar a forte influência de fatores estocásticos. Espécies de três grupos zooplanctônicos (rotíferos, microcrustáceos e protozoários testáceos) foram indicadoras de classes de cobertura florestal. A seleção de espécies indicadoras de classes de desmatamento deve considerar

a estação (chuvosa e seca) e a magnitude da força da indicação (valor indicador), além da significância da estatística considerada (valor P).

**Palavras-chave:** filtros ambientais, filtros espaciais, bacias otocodificadas, espécies indicadoras

## INTRODUCTION

Development and social policies in Brazil have direct impacts on Amazon deforestation (Assunção *et al.* 2017; Azevedo *et al.* 2017). Rural settlements resulting from such policies have strongly contributed to Amazon deforestation, especially in southeastern Amazon (Alencar *et al.* 2016; Roriz *et al.* 2017; Mullan *et al.* 2018). Between 2000 and 2012, deforestation in southern Amazon settlements reached 80,000 km<sup>2</sup> (Davidson *et al.* 2012; Hansen *et al.* 2013).

Deforestation is one of the main drivers of biodiversity loss (Rockström *et al.* 2009; Steffen *et al.* 2015), particularly in regions with endemic species, such as the Amazon (Reyer *et al.* 2015; Trumbore *et al.* 2015; Lathuillière *et al.* 2016). Deforestation of riparian areas has extremely negative effects on biodiversity, especially of aquatic organisms (Kozłowski *et al.* 2016; Betts *et al.* 2017). Zooplankton communities have an important role in energy and matter flow in aquatic ecosystems, as they link primary producers (Dmitrieva and Semenova 2012; Colina *et al.* 2016) and consumers in the trophic chain (Perrow *et al.* 1999; Emily *et al.* 2017). Due to zooplanktons' short life cycle and their capacity to quickly respond to environmental changes, variation in the structure and composition of these communities can indicate natural or anthropogenic changes in their ecosystems (Parmar *et al.* 2016; García-Chicote *et al.* 2018).

This study aims to evaluate the influence of forest cover and physical and chemical characteristics of streams in the zooplankton communities located in nine rural

settlements in southeastern Amazon. We investigated the following questions: (i) Does seasonality (rainy and dry season) influence zooplankton communities' structure, especially in watersheds with higher deforestation levels? (ii) Are environmental factors (physical and chemical characteristics of water and landscape variables) and dispersive processes (reflected in the spatial structure among sampling sites) efficient predictors of zooplankton communities? (iii) Can zooplankton species be indicators of watersheds' forest-cover levels?

Deforested areas often cause a greater discharge of sediments from the terrestrial zones to water bodies (Thomas *et al.* 2004). Therefore, we expect to find significant variation in zooplankton communities' structure between rainy and dry seasons in watersheds with low forest-cover levels. We also expect a greater influence of local environmental characteristics on zooplankton communities in these watersheds, as the level of deforestation should favor the establishment of specific taxa.

## **MATERIALS AND METHODS**

### **Study area**

The study was conducted in 15 streams (sample units) of the Amazon Basin, located in nine rural settlements of in the north of Mato Grosso (Figure 1): ETA, Bonjaguá, Cachimbo II, Alto Paraíso, Pinheiro Velho, Cotrel, São Cristóvão, Carlinda and Cachoeira da União. Mato Grosso's climate is predominantly superhumid tropical monsoon, with mean temperature of 24 °C and maximum of 40 °C and mean annual precipitation above 1,500 mm (Nimer and Brandão 1989; Marcuzzo *et al.* 2012). Sampling was carried out in the rainy (March) and dry (August) seasons in 2017.

### **Environmental variables**

The aquatic variables, temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), electric conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), oxy-reduction potential (pH) (mV), turbidity (NTU) and dissolved oxygen ( $\text{mg L}^{-1}$ ), were measured with a multiparameter probe (U- 50, HORIBA Advanced Techno Co. Ltd., Kyoto, Japan). Samples of 500 mL of water were collected in the subsurface of the water column ( $\cong 50$  cm) and frozen for laboratory analysis to determine the concentrations of ammonia ( $\text{mg L}^{-1}$ ), total phosphorus ( $\text{mg L}^{-1}$ ), nitrate ( $\text{mg L}^{-1}$ ), nitrite ( $\text{mg L}^{-1}$ ) and TKN (total kjeldahl nitrogen) ( $\text{mg L}^{-1}$ ). Analyses were performed with adaptations from the American Water and Waste Association's Standard Method for the Examination of Water and Waste-Water (APHA 2005).

### **Zooplankton communities**

For each sample unit, 300 L of water were filtered through a plankton net with a 20  $\mu\text{m}$  mesh opening. Subsequently, the filtrate was placed in 200 mL polyethylene bottles, fixed with a 4% formaldehyde solution, buffered with sodium tetraborate (Bottrell *et al.* 1976). In the laboratory, the organisms were identified at the lowest possible taxonomic level (usually at species level) using a Hensen-Stempel type pipette and Sedgewick-Rafter counting chamber. The final density was expressed in individuals per cubic meter of water ( $\text{ind.m}^{-3}$ ).

### **Pfafstetter coding system**

We used the hydrographic base produced by the National Water Agency (ANA), based on Otto Pfafstetter's coding method of hydrographic basins (Ottobasins) (Pfafstetter 1989; ANA 2006). This method consists of a hierarchical and multiscale coding logic for watersheds, in which vector data are extracted from digital elevation models (Guenther 2001; El-Sheimy *et al.* 2005) derived from Shuttle Radar Topography Mission - (Farr and Kobrick 2000; Farr *et al.* 2007), with spatial resolution of 90 m,

allowing a more realistic representation of the watershed ridgelines. In ANA's coding system, Ottobasins vary from levels 1 to 6, according to their aggregation level. We used level 6 because it encompasses the smallest number of sampling units. For each Ottobasin, we used the following hydrographic parameters: total area (km<sup>2</sup>), altitude (mean and standard deviation), slope (mean and standard deviation), the sum of drainage length (SDL) (km) and the ratio between SDL and Ottobasin area (SDLAR).

### **Forest cover**

For each Ottobasin, we determined the following environmental data associated with forest cover, using the SAGA software (Conrad *et al.* 2015): forest cover (% and km<sup>2</sup>), total edge (perimeter) of forest fragments (TE), relative amount of edge and landscape area (ED), mean edge per forest fragment (MPE), mean forest-fragment size per class (MPS), number of forest fragments of one class (NumP), median of forest fragments' size (MedPS), standard deviation of fragments' size (PSSD), the sum of the ratio between forest-fragment perimeter and area divided by the number forest fragments (MPAR).

### **Data analysis**

All statistical analyzes were performed in the statistical program R (R Core Team 2017). In order to avoid multicollinearity effect, we calculated Pearson's correlation between all predictive variables. If a pair of variables had a high correlation (above 0.9), only one of them was used in further analyses. The most important variables determining the structure of the zooplankton communities were selected using the *Forward selection* (Blanchet *et al.* 2008). Variables were selected according to the Akaike Information Criteria (AIC) and used as predictors of the zooplankton communities in further analyses (Legendre and Legendre 2012).



Sampling units were categorized into three classes, based on forest-cover ratios of their Ottobasins, using the k-means method (Legendre and Legendre 2012): low (1 to 15%), medium (16 to 30%) and high (31-50%). We performed dependent sample t-tests to evaluate the effect of seasonality (rainy and dry seasons) per forest-cover class on the environmental characteristics of water bodies and their influence on species richness and density of individuals in zooplankton communities.

The effect of seasonality on zooplankton communities' structure was evaluated with Permutational Multivariate Analysis of Variance Using Distance Matrices (PERMANOVA). Prior to the PERMANOVA, zooplankton data were standardized using the *Hellinger* method, and then used for the construction of a Bray-Curtis distances matrix.

Samplings units were organized on a Euclidean distance matrix, based on their geographic coordinates, and later ordered by a Principal Coordinates of Neighbor Matrices (PCNM) (Dray *et al.* 2006). Partial redundancy analyses (pRDA) (Legendre and Legendre 2012) were used to evaluate the effect of local environmental characteristics and the spatial structuring as predictors of the zooplankton communities. In the pRDA, local predictors comprised the environmental variables selected by the *Forward selection*, and spatial predictors comprised the PCNM scores. The significance of each component was tested by an Analysis of variance (ANOVA) (Borcard *et al.* 2018). The same analyses (pRDA) were performed with the occurrence (presence/absence) values of the species. For these analyses, the biological variables were converted into binary values.

We performed an indicator-species analysis, indicator-value index analysis (indval), to evaluate whether zooplankton species can indicate forest-cover levels in the Ottobasins (Legendre and Legendre 2012).

## RESULTS

Eight factors were selected as predictive variables: turbidity, conductivity, total phosphorus, oxidation potential, Ottobasin altitude and forest area (Table SM.1). In areas with low vegetation cover, water temperature and electrical conductivity were higher in the rainy season and in the dry season, respectively. In areas with medium vegetation cover, the pH was higher in the dry season (Table 1). Sampling units in areas with high vegetation cover, had higher water temperature and oxidation potential in the rainy season while total phosphorus concentrations were higher in the dry season (Table 1).

A total of 206 taxa and 674,240 ind.m<sup>-3</sup> were identified, considering both seasons. Testate amoebas, rotifers and microcrustaceans had 98, 72 and 36 taxa and 661,374, 3,889 and 8,977 individuals, respectively (Table SM.2). The class with low vegetation cover was the only one with seasonal differences in species richness, individual density and structure of zooplankton communities (Table 2). Rotifers had higher species richness in the rainy season (mean of 10.5 species) than in the dry season (mean of 4 species). Total zooplankton and testate amoebas had higher densities in the dry season (mean of 36,985 and 36,468 individuals, respectively) than in the rainy season (mean of 15,135 and 14,920 individuals, respectively). Conversely, rotifers presented higher densities in the rainy season (mean of 160 individuals) than in the dry season (mean of 42 individuals). Regarding community structure, total zooplankton and testate amoebas presented significant differences between seasons (Table 2).

In general, environmental and spatial variables were not important predictors of the zooplankton community, for both density and species occurrence data (Table 3). In the rainy season, environmental variables explained only the structure of total zooplankton (density and occurrence of species) and microcrustaceans (species

occurrence). In the dry season, environmental variables explained only the community structure of rotifers (density).

In the rainy season, the Indicator Species Analysis suggest that harpacticoid copepods (indicator value, IV, = 0.67, P = 0.032) and *Lepadella patella* (IV = 0.60, P = 0.030) were indicative of low forest-cover areas, *Centropyxis gibba* (IV = 0.74, P = 0.030) were indicative of medium forest-cover areas, and calanoid copepodites (IV = 0.50, P = 0.047) were indicative of high forest-cover areas. In the dry season, *Arcella discoides* (IV = 0.60, P = 0.035) was indicative of low forest-cover areas, *Lecane crepida* (IV = 0.79, P = 0.019) indicated mean values, and *Lesquereusia epistomium* (IV = 0.50, P = 0.049) indicated high forest-cover areas.

## DISCUSSION

Electrical conductivity, water temperature, pH, total phosphorus concentrations and oxidation potential presented seasonal variations according to the forest cover class. Environmental variations in streams are common both over time and space. Larger inputs of allochthonous material can be expected in the beginning of the rainy season, as precipitation favors the transport of material from riparian forests or zones of influence of the banks to water bodies (Bambi *et al.* 2017). Furthermore, deforestation of riparian vegetation is a strong source of environmental variation, associated with the processing speed of organic matter, nutrient absorption, reduction in oxygen concentrations and increase of water temperature and electrical conductivity (Sweeney *et al.* 2004; Bleich *et al.* 2014; Prudente *et al.* 2017).

Deforestation of riparian vegetation is one of the main causes of biological diversity loss in aquatic ecosystems (Iñiguez-Armijos *et al.* 2018; Wilkinson *et al.* 2018), mainly due the loss of habitats, the increase in nutrient, contaminants and sediment inputs and changes in nutritional quality of streams (Dudgeon *et al.* 2006;

Leite *et al.* 2015; Tonin *et al.* 2017). This contributes for aquatic ecosystems to be one of the most threatened habitats in the world (Vörösmarty *et al.* 2010).

Seasonal changes in species richness, density of individuals and zooplankton community structure were observed only in the class of low vegetation cover. The increase in stream velocity due to rainfall increase provides greater suspension in the water column of microorganisms that use benthic and littoral compartments (including fauna associated with the surface of aquatic macrophytes) (Bonecker *et al.* 1996; Fulone *et al.* 2008). Therefore, the pluvial regime in streams with low forest cover had greater influence on communities' structural variation, mainly on rotifers' species richness and density of individuals of rotifers, testate amoebas and zooplankton.

Despite the fact that greater variation in the low forest-cover class was observed in the rainy season, testate amoebas' density increased in the dry season in streams with low forest cover. Although testate amoebas are found in lentic environments, as they have gaseous vacuoles that facilitate water column fluctuation (Štěpánek and Jiří 1958; Ogden 1991), they are also frequently found in lotic environments (Bonecker *et al.* 1996), because they present flattened shells (Mitchell *et al.* 2008; Fournier *et al.* 2016; Schwind *et al.* 2016) that make them less susceptible to current transport (Velho *et al.* 2003).

Environmental and spatial variables had no significant effect on the structure of zooplankton communities. The lack of local and spatial predictors may indicate the strong influence of stochastic factors (e.g., birth, mortality, colonization and extinction) on the structure of the zooplankton communities in these streams (Chase 2007). The fast and directional (downstream) stream flow associated with the low swimming capacity of zooplankton organisms probably influenced the lack of relation of local (environmental characteristics) and spatial predictors (migratory processes) of the zooplankton communities in these environments (Astorga *et al.* 2012; De Bie *et al.* 2012).

Species from three zooplankton groups (rotifers, microcrustaceans, and testate amoebae) were indicators of forest cover classes. High species diversity, rapid reproductive rates and large amplitude of adaptive responses to environmental dynamics (such as hydrological, physical and chemical variations) are important factors that make these organisms good indicators of certain natural and anthropogenic conditions and/or disturbances (Stoch *et al.* 2009; Schuler *et al.* 2017; Strecker and Brittain 2017).

Moreover, the broad behavioral plasticity, which probably provides ample diversification of trophic and spatial niche, may also favor zooplankton organisms to become more resilient to anthropogenic pressures and excel in more degraded environments (Kuczyńska-Kippen and Basińska 2014; Zhai *et al.* 2015). Therefore, our results indicate that the use of species indicative of deforestation classes should take into account two aspects: (i) the season, since the indicator species are different in the dry and rainy seasons, and (ii) the “strength of the indication ”(indicator value), since the values varied between 0.50 and 0.79.

## **CONCLUSIONS**

Quantifying deforestation effects on both physical and chemical characteristics of aquatic environments and their biological communities is a great challenge. This study provided valuable contributions for the conservation of riparian ecosystems and the use of biological indicators in environmental monitoring programs. Considering the current trends of increasing human impacts in Amazon region (e.g. expansion of human occupation, intensification of agriculture, and increasing deforestation) and decreasing investments in scientific development in Brazil, our results present significant inputs towards the creation/adaptation of national land-use and environmental policies towards the conservation and restoration of riparian habitats. Finally, corroborating many other studies addressing different biological groups, our results show that deforestation in riparian zones can influence the structure of the zooplankton communities.

## **ACKNOWLEDGMENTS**

This study was funded by the RADIS project (Regularização Ambiental e Diagnóstico dos Sistemas Agrários nos Assentamentos da Região Norte do Estado do Mato Grosso) carried out by FINATEC (Fundação de empreendimentos científicos e tecnológicos). We also thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), Finance Code 001, for the grant given to GOMES ACAM, GOMES, LF, PEREIRA HF.

## REFERENCES

- Alencar, A.; Pereira, C.; Castro, I.; Cardoso, A.; Souza, L.; Costa, R.; *et al.* 2016. *Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: histórico, tendências e oportunidades*. IPAM, Brasília, DF, 93p.
- ANA - Agência Nacional das Águas. 2006. *Topologia hídrica: método de construção e modelagem da base hidrográfica para suporte à gestão de recursos hídricos: versão 1.11*. Agência Nacional das Águas, Superintendência de Gestão da Informação, Brasília, Distrito Federal, 29p.
- APHA. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, 1368p.
- Assunção, J.; Gandour, C.; Pessoa, P.; Rocha, R. 2017. Property-level assessment of change in forest clearing patterns: The need for tailoring policy in the Amazon. *Land Use Policy*, 66: 18–27.
- Astorga, A.; Oksanen, J.; Luoto, M.; Soininen, J.; Virtanen, R.; Muotka, T. 2012. Distance decay of similarity in freshwater communities: do macro- and microorganisms follow the same rules? *Global Ecology and Biogeography*, 21: 365–375.
- Azevedo, A.A.; Rajão, R.; Costa, M.A.; Stabile, M.C.C.; Macedo, M.N.; dos Reis, T.N.P.; *et al.* 2017. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 7653–7658.
- Bambi, P.; de Souza Rezende, R.; Feio, M.J.; Leite, G.F.M.; Alvin, E.; Quintão, J.M.B.; *et al.* 2017. Temporal and Spatial Patterns in Inputs and Stock of Organic Matter in Savannah Streams of Central Brazil. *Ecosystems*, 20: 757–768.
- Betts, M.G.; Wolf, C.; Ripple, W.J.; Phalan, B.; Millers, K.A.; Duarte, A.; *et al.* 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547: 441–444.
- Blanchet, F.G.; Legendre, P.; Borcard, D. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89: 2623–2632.
- Bleich, M.E.; Mortati, A.F.; André, T.; Piedade, M.T.F. 2014. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical Conservation Science*, 7: 657–676.
- Bonecker, C.C.; Bonecker, S.L.C.; Bozelli, R.L.; Lansac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M.

1996. Zooplankton composition under the influence of liquid wastes from a pulp mill in middle Doce River (Belo Oriente, MG, Brazil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 39: 893–901.
- Borcard, D.; Gillet, F.; Legendre, P. 2018. *Numerical Ecology with R*. In: *Use R!*. Springer International Publishing, Cham, .
- Bottrell, H.H.; Duncan, A.; Gliwicz, Z.M.; Grygierek, E.; Herzig, A.; Hillbricht-Ilkowska, A.; *et al.* 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 419–456.
- Chase, J.M. 2007. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 17430–17434.
- Colina, M.; Calliari, D.; Carballo, C.; Kruk, C. 2016. A trait-based approach to summarize zooplankton–phytoplankton interactions in freshwaters. *Hydrobiologia*, 767: 221–233.
- Conrad, O.; Bechtel, B.; Bock, M.; Dietrich, H.; Fischer, E.; Gerlitz, L.; *et al.* 2015. System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1. 4. *Geoscientific Model Development*, 8: 1991.
- Davidson, E.A.; de Araújo, A.C.; Artaxo, P.; Balch, J.K.; Brown, I.F.; C. Bustamante, M.M.; *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature*, 481: 321–328.
- De Bie, T.; De Meester, L.; Brendonck, L.; Martens, K.; Goddeeris, B.; Ercken, D.; *et al.* 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology letters*, 15: 740–747.
- Dmitrieva, O.A.; Semenova, A.S. 2012. Seasonal dynamics and Trophic interactions of phytoplankton and zooplankton in the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. *Oceanology*, 52: 785–789.
- Dray, S.; Legendre, P.; Peres-Neto, P.R. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196: 483–493.
- Dudgeon, D.; Arthington, A.H.; Gessner, M.O.; Kawabata, Z.-I.; Knowler, D.J.; Lévêque, C.; *et al.* 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163.
- El-Sheimy, N.; Valeo, C.; Habib, A. 2005. *Digital Terrain Modeling: Acquisition, Manipulation and Applications (Artech House Remote Sensing Library)*. Artech House, Norwood, MA, 270p.
- Emily, H.; Hrabik, T.R.; Li, Y.; Lawson, Z.J.; Carpenter, S.R.; Zanden, M.J. Vander.

2017. The effects of experimental whole-lake mixing on horizontal spatial patterns of fish and Zooplankton. *Aquatic Sciences*, 79: 543–556.
- Farr, T.G.; Kobrick, M. 2000. Shuttle radar topography mission produces a wealth of data. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 81: 583.
- Farr, T.G.; Rosen, P.A.; Caro, E.; Crippen, R.; Duren, R.; Hensley, S.; *et al.* 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Reviews of Geophysics*, 45: RG2004.
- Fournier, B.; Coffey, E.E.D.; van der Knaap, W.O.; Fernández, L.D.; Bobrov, A.; Mitchell, E.A.D. 2016. A legacy of human-induced ecosystem changes: spatial processes drive the taxonomic and functional diversities of testate amoebae in Sphagnum peatlands of the Galápagos. *Journal of Biogeography*, 43: 533–543.
- Fulone, L.J.; Vieira, L.C.G.; Velho, L.F.M.; Lima, A.F. 2008. Influence of depth and rainfall on testate amoebae (Protozoa-Rhizopoda) composition from two streams in northwestern São Paulo state. *Acta Limnologia Brasiliensia*, 20: 29–34.
- García-Chicote, J.; Armengol, X.; Rojo, C. 2018. Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologica*, 69: 46–54.
- Guenther, G. 2001. *Digital Elevation Model Technologies and Applications, The DEM Users Manual*. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Maryland, 655p.
- Hansen, M.C.; Potapov, P. V; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S.A.; Tyukavina, A.; *et al.* 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342: 850–853.
- Iñiguez-Armijos, C.; Hampel, H.; Breuer, L. 2018. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. *Aquatic Ecology*, 52: 77–92.
- Kozłowski, D.F.; Hall, R.K.; Swanson, S.R.; Heggem, D.T. 2016. Linking management and riparian physical functions to water quality and aquatic habitat. *Journal of Water Resource and Protection*, 08: 797–815.
- Kuczyńska-Kippen, N.; Basińska, A. 2014. Habitat as the most important influencing factor for the rotifer community structure at landscape level. *International Review of Hydrobiology*, 99: 58–64.
- Lathuillière, M.J.; Coe, M.T.; Johnson, M.S. 2016. A review of green- and blue-water resources and their trade-offs for future agricultural production in the Amazon Basin: what could irrigated agriculture mean for Amazonia? *Hydrology and Earth System Sciences*, 20: 2179–2194.

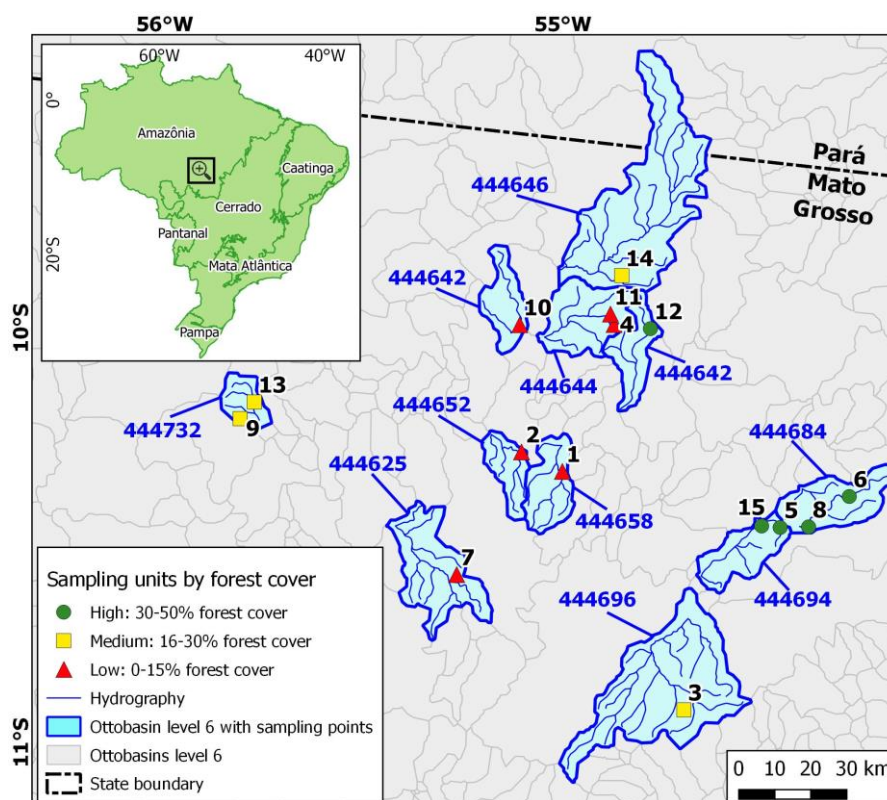


- Legendre, P.; Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*. 3rd. Elsevier, Amsterdam, 990p.
- Leite, G.F.M.; Silva, F.T.C.; Gonçalves, J.F.J.; Salles, P. 2015. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. *Hydrobiologia*, 762: 223–238.
- Marcuzzo, F.; Andrade, L.; Melo, D. 2012. Métodos de Interpolação Matemática no Mapeamento de Chuvas do Estado do Mato Grosso (Interpolation Methods in Mathematics of Rainfall Mapping of the State of Mato Grosso). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 4: 793.
- Mitchell, E.A.D.; Payne, R.J.; Lamentowicz, M. 2008. Potential implications of differential preservation of testate amoeba shells for paleoenvironmental reconstruction in peatlands. *Journal of Paleolimnology*, 40: 603–618.
- Mullan, K.; Sills, E.; Pattanayak, S.K.; Caviglia-Harris, J. 2018. Converting Forests to Farms: The Economic Benefits of Clearing Forests in Agricultural Settlements in the Amazon. *Environmental and Resource Economics*, 71: 427–455.
- Nimer, E.; Brandão, A.M.P.M. 1989. *Balanço hídrico e clima da região dos cerrados*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 162p.
- Ogden, C.G. 1991. The biology and ultrastructure of an agglutinate testate amoeba *Diffugia geosphaira* sp. nov. (Protozoa, Rhizopoda). *Archiv für Protistenkunde*, 140: 141–150.
- Parmar, T.K.; Rawtani, D.; Agrawal, Y.K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9: 110–118.
- Perrow, M.R.; Jowitt, A.J.D.; Stansfield, J.H.; Phillips, G.L. 1999. The practical importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in shallow lake restoration. *The Ecological Bases for Lake and Reservoir Management*, 395: 199–210.
- Pfafstetter, O. 1989. Classificação de bacias hidrográficas: metodologia de codificação. *Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS)* 1989: 19.
- Prudente, B.S.; Pompeu, P.S.; Juen, L.; Montag, L.F.A. 2017. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology*, 62: 303–316.
- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. .
- Reyer, C.P.O.; Rammig, A.; Brouwers, N.; Langerwisch, F. 2015. Forest resilience,

- tipping points and global change processes. *Journal of Ecology*, 103: 1–4.
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F.S.; Lambin, E.F.; *et al.* 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461: 472–475.
- Roriz, P.A.C.; Yanai, A.M.; Fearnside, P.M. 2017. Deforestation and carbon loss in southwest Amazonia: Impact of Brazil's revised forest code. *Environmental Management*, 60: 367–382.
- Schuler, M.S.; Chase, J.M.; Knight, T.M. 2017. Habitat size modulates the influence of heterogeneity on species richness patterns in a model zooplankton community. *Ecology*, 98: 1651–1659.
- Schwind, L.T.F.; Arrieira, R.L.; Bonecker, C.C.; Lansac-Tôha, F.A. 2016. Chlorophyll-a and suspended inorganic material affecting the shell traits of testate amoebae community. *Acta Protozoologica*, 55: 145–154.
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockstrom, J.; Cornell, S.E.; Fetzer, I.; Bennett, E.M.; *et al.* 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347: 1259855–1259855.
- Štěpánek, M.; Jiří, J. 1958. *Diffflugia gramen* Penard, *Diffflugia gramen* var. *achlora* Penard and *Diffflugia gramen* f. *globulosa* f.n. *Hydrobiologia*, 10: 138–156.
- Stoch, F.; Artheau, M.; Brancelj, A.; Galassi, D.M.P.; Malard, F. 2009. Biodiversity indicators in European ground waters: towards a predictive model of stygobiotic species richness. *Freshwater Biology*, 54: 745–755.
- Strecker, A.L.; Brittain, J.T. 2017. Increased habitat connectivity homogenizes freshwater communities: historical and landscape perspectives. *Journal of Applied Ecology*, 54: 1343–1352.
- Sweeney, B.W.; Bott, T.L.; Jackson, J.K.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Standley, L.J.; *et al.* 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101: 14132–14137.
- Thomas, S.M.; Neill, C.; Deegan, L.A.; Krusche, A. V.; Ballester, V.M.; Victoria, R.L. 2004. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry*, 68: 135–151.
- Tonin, A.M.; Boyero, L.; Monroy, S.; Basaguren, A.; Pérez, J.; Pearson, R.G.; *et al.* 2017. Stream nitrogen concentration, but not plant N-fixing capacity, modulates litter diversity effects on decomposition. *Functional Ecology*, 31: 1471–1481.
- Trumbore, S.; Brando, P.; Hartmann, H. 2015. Forest health and global change. *Science*, 349: 814–818.

- Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A.; Bini, L.M. 2003. 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*, 88: 154–166.
- Vörösmarty, C.J.; McIntyre, P.B.; Gessner, M.O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; *et al.* 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 468: 334–334.
- Wilkinson, C.L.; Yeo, D.C.J.; Tan, H.H.; Fikri, A.H.; Ewers, R.M. 2018. Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation*, 222: 164–171.
- Zhai, M.; Hřívová, D.; Peterka, T. 2015. The harpacticoid assemblages (Copepoda: Harpacticoida) in the Western Carpathian spring fens in relation to environmental variables and habitat age. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 53: 84–94.

### Figure legends



**Figure 1** – Location of sample units in the north of Mato Grosso, Brazil. Circles represent sampling units. Numerical codes represent the level-six ottocodified basins. This figure is in color in the electronic version.

## Tables

**Table 1.** Seasonality effects (rainy and dry season) on environmental variables for different classes of forest cover. Low = forest cover between 0 and 15%, Medium = forest cover between 16 and 30% and High = forest cover between 30 and 50%. Significant values are in bold. ORP = Oxidation Potential, df = degrees of freedom.

Forest cover class	Variable	t test			Season/Mean	
		t	df	P	Rainy	Dry
Low	pH	-1.29	5	0.254	6.5	6.9
	Turbidity (NTU)	-1.42	5	0.214	10.30	15.30
	Conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	<b>-2.89</b>	5	0.034	0.03	0.05
	Total phosphorus ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1.80	5	0.131	0.82	0.24
	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	<b>4.05</b>	5	0.010	27.03	23.38
	ORP (mV)	1.15	5	0.301	261.5	222.5
Medium	pH	<b>-4.47</b>	3	0.021	6.22	6.65
	Turbidity (NTU)	0.72	3	0.522	9.93	6.98
	Conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	-2.20	3	0.115	0.02	0.03
	Total phosphorus ( $\text{mg L}^{-1}$ )	-1.14	3	0.336	0.09	0.19
	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	1.41	3	0.255	26.01	23.91
	ORP (mV)	2.06	3	0.131	303.0	232.3
High	pH	-2.34	4	0.079	5.48	6.12
	Turbidity (NTU)	0.44	4	0.682	7.50	6.88
	Conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	-0.69	4	0.530	0.01	0.01
	Total phosphorus ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<b>-36.00</b>	4	<0.001	0.05	0.12
	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	<b>11.91</b>	4	<0.001	25.5	22.3
	ORP (mV)	<b>3.08</b>	4	0.037	345.8	248.0

**Table 2.** Seasonality effects (rainy and dry season) on species richness and density of individuals (t-test) and zooplankton community structure (PERMANOVA) for different classes of forest cover. df = degrees of freedom, Low = forest cover between 0 and 15%, Medium = forest cover 16 and 30% and High = forest cover between 30 and 50%. Significant values are in bold. Zoop = zooplankton, Micro = microcrustaceans, Roti = rotifers, TestA = testate amoebae.

Forest cover class	Groups	Richness			Density			PERMANOVA	
		t	df	P	T	df	P	F	P
Low	Zoop	-0.03	5	0.978	<b>-2.61</b>	5	0.048	<b>1.93</b>	0.007
	Micro	-0.99	5	0.367	-1.47	5	0.201	1.29	0.244
	Roti	<b>4.70</b>	5	0.005	<b>3.31</b>	5	0.021	1.63	0.094
	TestA	-1.46	5	0.203	<b>-2.59</b>	5	0.049	<b>1.96</b>	0.011
Medium	Zoop	-0.40	3	0.719	0.98	3	0.399	0.96	0.514
	Micro	0.59	3	0.595	1.02	3	0.381	1.41	0.321

	Roti	1.11	3	0.348	1.02	3	0.384	0.75	0.887
	TestA	-1.89	3	0.155	0.54	3	0.630	0.96	0.572
High	Zoop	0.43	4	0.692	-1.33	4	0.254	1.38	0.122
	Micro	0.50	4	0.646	0.54	4	0.618	2.02	0.167
	Roti	-1.58	4	0.190	-1.56	4	0.194	0.87	0.710
	TestA	1.61	4	0.182	-1.30	4	0.262	1.38	0.146

**Table 3.** Results of the partial redundancy analyses for zooplankton groups, seasonality, species density and occurrence. Comp = explanatory components, R<sup>2</sup>adj = adjusted coefficient of determination, E = local predictor, S = spatial predictor, E/S = local predictor after removing the spatial-predictor effect, B = component containing the influence of both predictors, S/E = spatial predictor after removing the local-predictor effect, R = unexplained proportion (residuals). Significant values are in bold.

Groups	Comp	Rainy season				Dry season			
		Density		Occurrence		Density		Occurrence	
		R <sup>2</sup> adj	P	R <sup>2</sup> adj	P	R <sup>2</sup> adj	P	R <sup>2</sup> adj	P
Zooplankton	E	<b>0.15</b>	0.05	<b>0.08</b>	0.014	0.09	0.139	0.04	0.189
	S	0.04	0.177	-0.01	0.695	0.01	0.371	0.02	0.19
	E/S	-0.23	0.878	-0.07	0.671	0.07	0.368	-0.05	0.624
	B	0.38	-	0.15	-	0.02	-	0.09	-
	S/E	-0.34	0.921	-0.16	0.76	-0.01	0.522	-0.07	0.609
	R	1.193	-	1.079	-	0.917	-	1.031	-
Testate amoebae	E	0.15	0.07	0.1	0.132	0.09	0.159	0	0.479
	S	0.17	0.183	0	0.639	0.01	0.383	-0.01	0.59
	E/S	0	0.769	-0.01	0.817	0.07	0.392	-0.13	0.77
	B	0.15	-	0.1	-	0.02	-	0.14	-
	S/E	0.02	0.536	-0.11	0.863	-0.01	0.527	-0.15	0.723
	R	0.833	-	1.007	-	0.918	-	1.142	-
Microcrustacean	E	0.21	0.09	<b>0.2</b>	<b>0.041</b>	0.09	0.301	0.05	0.362
	S	0.04	0.27	-0.01	0.539	0.12	0.112	0.11	0.082
	E/S	-0.17	0.688	-0.17	0.699	0.21	0.38	0.07	0.515
	B	0.38	-	0.37	-	-0.12	-	-0.02	-
	S/E	-0.33	0.863	-0.38	0.859	0.24	0.396	0.14	0.435
	R	1.127	-	1.176	-	0.671	-	0.816	-
Rotifer	E	-0.01	0.522	0.06	0.212	<b>0.21</b>	<b>0.028</b>	0.08	0.159
	S	-0.02	0.807	-0.01	0.753	-0.02	0.596	-0.01	0.633
	E/S	0.03	0.42	0.11	0.101	-0.1	0.641	0.1	0.401
	B	-0.05	-	-0.05	-	0.31	-	-0.01	-
	S/E	0.03	0.337	0.04	0.299	-0.33	0.788	0	0.542
	R	0.99	-	0.903	-	1.13	-	0.92	-

## SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table SM.1. Physical, chemical and landscape variables per sampling unit and season. SU = sampling unit, Turb = turbidity, Cond = conductivity, TP = total phosphorus, ORP = oxiredution potential, WA = watershed altitude, FA = forest area. Low = 0-15% forest cover, Medium = 16-30% forest cover High = 30-50% forest cover. BA and FA were evaluated only once.

Season	SU	Ottocodification	Forest cover	Latitude	Longitude	pH	Turb (NTU)	Cond ( $\mu\text{S/cm}$ )	TP (mg/L)	Temp ( $^{\circ}\text{C}$ )	ORP (mV)	WA (m)	FA ( $\text{km}^2$ )
<b>Rainy</b>	1	444658	Low	-10.310	-54.965	6.7	7	0.037	1.08	27.05	204	299.4	12.9
	2	444652	Low	-10.266	-55.070	7.01	10.1	0.048	2.02	30.53	218	283.4	5.0
	3	444696	Medium	-10.875	-54.636	5.41	5.4	0.009	0.05	27.28	394	369.6	524.5
	4	444642	Low	-9.951	-54.847	6.15	8.8	0.024	0.05	26.59	295	313.7	47.6
	5	444694	High	-10.427	-54.409	5.38	7.9	0.004	0.05	25.55	332	353.1	50.7
	6	444684	High	-10.346	-54.237	4.42	2.6	0.003	0.04	25.58	429	409.1	73.1
	7	444625	Low	-10.567	-55.224	6.46	13.7	0.054	0.09	28.49	253	297.2	67.2
	8	444684	High	-10.423	-54.337	5.52	11.8	0.007	0.05	26.16	341	409.1	73.1
	9	444732	Medium	-10.206	-55.784	6.22	6	0.016	0.05	26.26	270	284.2	45.8
	10	444642	Low	-9.959	-55.085	6.24	2.68	0.017	1.01	25.1	364	301.8	13.3
	11	444642	Low	-9.926	-54.857	6.72	19.5	0.028	0.65	24.4	235	313.7	47.6
	12	444662	High	-9.958	-54.755	6.59	9.4	0.022	0.05	24.97	275	315.5	45.8
	13	444732	Medium	-10.165	-55.749	6.59	8.6	0.022	0.05	25.13	290	284.2	45.8
	14	444644	Medium	-9.832	-54.832	6.67	19.7	0.015	0.2	25.38	258	429.5	411.8
	15	444694	High	-10.425	-54.456	5.48	5.8	0.004	0.05	25.24	352	353.1	50.7
<b>Dry</b>	1	444658	Low	-10.310	-54.965	6.4	24.2	0.054	0.3	22.76	160	299.4	12.9
	2	444652	Low	-10.266	-55.070	7.26	11.3	0.101	0.12	23.31	255	283.4	5.0
	3	444696	Medium	-10.875	-54.636	5.88	4.5	0.008	0.12	23.19	259	369.6	524.5
	4	444642	Low	-9.951	-54.847	7.12	18.5	0.038	0.12	25.22	255	313.7	47.6

Season	SU	Ottocodification	Forest cover	Latitude	Longitude	pH	Turb (NTU)	Cond ( $\mu$ S/cm)	TP (mg/L)	Temp ( $^{\circ}$ C)	ORP (mV)	WA (m)	FA (km <sup>2</sup> )
	5	444694	High	-10.427	-54.409	5.68	3.3	0.003	0.12	22.3	257	353.1	50.7
	6	444684	High	-10.346	-54.237	6.1	5.7	0.004	0.12	21.82	214	409.1	73.1
	7	444625	Low	-10.567	-55.224	7.53	16	0.061	0.3	23.73	208	297.2	67.2
	8	444684	High	-10.423	-54.337	5.63	11.2	0.004	0.12	22.41	241	409.1	73.1
	9	444732	Medium	-10.206	-55.784	6.83	8.1	0.041	0.12	28.43	204	284.2	45.8
	10	444642	Low	-9.959	-55.085	5.79	10.4	0.032	0.12	22.75	178	301.8	13.3
	11	444642	Low	-9.926	-54.857	7.17	11.4	0.04	0.47	22.51	279	313.7	47.6
	12	444662	High	-9.958	-54.755	7.22	6.7	0.031	0.12	21.91	251	315.5	45.8
	13	444732	Medium	-10.165	-55.749	7.04	10.6	0.03	0.39	22.9	185	284.2	45.8
	14	444644	Medium	-9.832	-54.832	6.83	4.7	0.04	0.12	21.11	281	429.5	411.8
	15	444694	High	-10.425	-54.456	5.97	7.5	0.005	0.12	22.95	277	353.1	50.7

Table SM.2. Mean abundance and standard deviation (SD) of zooplankton species sampled in the dry and rainy seasons.

Family	Species	Mean abundance (rainy season)	SD (rainy season)	Mean abundance (dry season)	SD (dry season)
<b>TESTATE AMOEBAE</b>					
Arcellidae	<i>Arcella brasiliensis</i>	0	0	248	595.8
	<i>Arcella conica</i>	292.8	395.1	634.8	1538.2
	<i>Arcella costata</i>	249.6	364.6	182.4	330.8
	<i>Arcella crenulata</i>	8.9	34.4	133.4	373.7
	<i>Arcella dentata</i>	0	0	0.1	0.3
	<i>Arcella dentata</i> var <i>trapezoide</i>	9.5	36.6	0.1	0.4
	<i>Arcella discoides</i>	1253.4	1115.5	2149.8	1980.3
	<i>Arcella gibbosa</i>	18.9	73.2	504.1	902.4
	<i>Arcella hemisphaerica</i>	3071.5	1940.9	4890.2	3173.1
	<i>Arcella hemisphaerica</i> var <i>gibba</i>	185.3	392.9	0	0
	<i>Arcella hemisphaerica</i> var <i>spectabilis</i>	0	0	9	34.4
	<i>Arcella hemisphaerica</i> var <i>undulata</i>	1536.1	1148.5	1835.1	1874.4
	<i>Arcella lobostoma</i>	0	0	0.1	0.4
	<i>Arcella megastoma</i>	19.1	73.1	187	565.1
	<i>Arcella mitrata</i>	63.1	148.9	62.2	132.1
	<i>Arcella mitrata</i> var <i>spectabilis</i>	188.9	301.3	600.2	1640.9
	<i>Arcella rota</i>	18.9	73.2	0.1	0.4
	<i>Arcella rotundata</i>	31.5	85	0	0
	<i>Arcella</i> sp.	0	0	0.1	0.3
	<i>Arcella vulgaris</i>	158.5	228.4	675.8	1108.2
<i>Arcella vulgaris</i> var <i>undulata</i>	151.3	340.5	71.2	122	



Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i>	1426.7	933	1957.8	1355.7
	<i>Centropyxis aerophila</i>	0	0	26.7	74.7
	<i>Centropyxis arcelloides</i>	139.4	294.8	1506.7	2684.6
	<i>Centropyxis constricta</i>	879	855	2230.7	2456.1
	<i>Centropyxis constricta</i> var <i>gibba</i>	0	0	71.2	275.4
	<i>Centropyxis ecornis</i>	719.4	739	1358.7	1553.5
	<i>Centropyxis gibba</i>	381.7	808.6	0.1	0.3
	<i>Centropyxis platystoma</i>	19	73.1	0	0
	<i>Centropyxis spinosa</i>	180.6	236.2	321	604.6
	<i>Centropyxis</i> sp.	0	0	8.9	34.4
Cyphodelidae	<i>Cyphodella</i> sp.	0	0	33.3	129.1
Cyphoderiidae	<i>Cyphoderia ampulla</i>	85	167.6	997.4	2290.8
	<i>Cyphoderia</i> sp.	37.8	146.3	17.8	68.9
Diffugiidae	<i>Cucurbitella mespiliformis</i>	75.6	292.6	68.9	181.9
	<i>Cucurbitella</i> sp.	0	0	22.3	86
	<i>Diffugia aculeata</i>	0	0	0.1	0.3
	<i>Diffugia acuminata</i>	81.4	218.7	17.9	68.8
	<i>Diffugia amphoralis</i>	56.7	158.8	0.1	0.3
	<i>Diffugia capreolata</i>	104	295.5	106.7	268.8
	<i>Diffugia</i> cf. <i>lingula</i>	9.4	36.6	0	0
	<i>Diffugia</i> cf. <i>lucida</i>	28.3	109.7	0	0
	<i>Diffugia</i> cf. <i>ivorensis</i>	94.4	365.8	0	0
	<i>Diffugia</i> cf. <i>oblonga</i>	37.8	146.3	0	0
	<i>Diffugia cilíndrica</i>	44.6	172.1	57.8	120.5
	<i>Diffugia corona</i>	38	99.6	53.5	206.5
	<i>Diffugia cylindrus</i>	0	0	0.1	0.3
<i>Diffugia delicatula</i>	0	0	0.3	0.5	

	<i>Diffflugia difficilis</i>	0	0	0.1	0.3
	<i>Diffflugia elegans</i>	154.3	217.4	464.4	670
	<i>Diffflugia globulosa</i>	167.3	288.9	115.7	279.9
	<i>Diffflugia kempnyi</i>	0	0	0.1	0.3
	<i>Diffflugia limnetica</i>	425.1	841.5	142.5	347.1
	<i>Diffflugia linearis</i>	9.4	36.6	0	0
	<i>Diffflugia lingula</i>	0	0	35.6	93.8
	<i>Diffflugia lithofila</i>	132.2	384.1	111.1	284.7
	<i>Diffflugia lobostoma</i>	0	0	79.1	163.8
	<i>Diffflugia lucida</i>	431.7	670.7	102.2	220.9
	<i>Diffflugia mammillaris</i>	0	0	17.8	68.8
	<i>Diffflugia microclaviformis</i>	0	0	35.6	137.7
	<i>Diffflugia nebeloides</i>	0	0	35.6	137.7
	<i>Diffflugia oblonga</i>	122.8	256	0.1	0.4
	<i>Diffflugia oblonga var cylindrica</i>	0	0	0.1	0.3
	<i>Diffflugia oblonga var parva</i>	132.2	280.6	342.7	1158.3
	<i>Diffflugia parva</i>	0	0	0.1	0.3
	<i>Diffflugia penardi</i>	85.6	225.5	607.1	707.2
	<i>Diffflugia schizocaulis</i>	0	0	22.2	86.1
	<i>Diffflugia schuurmani</i>	185.9	287.4	755.6	1437.3
	<i>Diffflugia sinuata</i>	0.1	0.3	0	0
	<i>Diffflugia smilion</i>	0	0	0.1	0.3
	<i>Diffflugia sp.</i>	84.5	292.2	188.9	197.5
	<i>Diffflugia urceolata</i>	0.1	0.3	0.1	0.4
	<i>Pontigulasia sp.</i>	8.9	34.4	9	34.4
Euglyphidae	<i>Euglypha acanthophora</i>	535.2	715.4	555.6	1150.2
	<i>Euglypha cf. filifera</i>	474.4	898.2	352.1	698.7

	<i>Euglypha cf. strigosa</i>	0.1	0.3	0	0
	<i>Euglypha filifera</i>	179.6	380.3	0	0
	<i>Euglypha</i> sp.	349	458.3	306.1	520.2
Hyalospheniidae	<i>Nebella</i> sp.	75.7	226.3	17.8	68.8
	<i>Quadrulella</i> sp.	161.8	272.2	254.7	306
Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia cf. modesta</i>	0	0	0	0
	<i>Lesquereusia conulata</i>	0.1	0.3	0	0
	<i>Lesquereusia epistomium</i>	9.4	36.6	0.1	0.4
	<i>Lesquereusia gibbosa</i>	0	0	22.4	86
	<i>Lesquereusia globulosa</i>	19	73.1	0.1	0.3
	<i>Lesquereusia minar</i> var <i>buncata</i>	0.1	0.3	0	0
	<i>Lesquereusia minor</i>	0	0	35.6	137.7
	<i>Lesquereusia modesta</i>	502.1	454.9	514.8	608.7
	<i>Lesquereusia modesta</i> var <i>minor</i>	37.8	146.3	0.1	0.3
	<i>Lesquereusia</i> sp.	37.8	146.3	0.1	0.3
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	88.3	169.1	40.3	106.2
Netzeliidae	<i>Netzelia wailesi</i>	41.1	108.9	106.7	413.1
Phryganellidae	<i>Phryganella</i> sp.	18.9	73.2	231.2	824.2
Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	88.9	344.3	160	491.7
	<i>Cyclopyxis kahli</i>	519.5	852.8	17.8	68.9
	<i>Cyclopyxis</i> sp.	8.9	34.4	35.6	137.7
Trinematidae	<i>Trinema lineare</i>	239	267	181.5	531.4
	<i>Trinema</i> sp.	75.6	292.6	53.4	149.5
<b>CLADOCERANS</b>					
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	2.2	7.7	0.4	1.2
	<i>Bosmina tubicen</i>	0.2	0.9	0	0
Chydoridae	<i>Alona guttata</i>	1.6	6	0	0

	<i>Alona ossiani</i>	0.9	2.7	2.7	3.4
	<i>Alona</i> sp.	0.4	1.7	0	0
	<i>Alonella dadayi</i>	119.8	437.2	8.3	13.6
	<i>Alonella</i> sp.	0.2	0.9	0	0
	<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	4.4	17.2
	<i>Chydorus nitidulus</i>	0	0	0.7	2.6
	<i>Coronatella poppei</i>	27.3	103.1	0	0
	<i>Kurzia latissima</i>	0	0	2	7.7
	<i>Leberis davidi</i>	0	0	1.1	4.3
	<i>Ovalona glabra</i>	0.2	0.9	0	0
	<i>Pleuroxus similis</i>	0.2	0.9	0	0
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	2.3	6.8	3.3	12.9
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	0	0	5.3	20.7
	<i>Ceriodaphnia</i> sp.	0	0	0.4	1.7
	<i>Simocephalus serrulatus</i>	0	0	7.8	30.1
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	0	0	2	7.7
Macrothricidae	<i>Streblocerus pygmaeus</i>	239	911.4	4.7	10.5
Moinidae	<i>Moina micrura</i>	0	0	19.8	65
	<i>Moina minuta</i>	5.4	10	10	38.7
	<i>Moina</i> sp.	0	0	0.4	1.7
Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	0	0	0.2	0.9
<b>COPEPODS</b>					
Cyclopidae	<i>Copepodito cyclopoida</i>	1.4	3.4	28.9	92.5
	<i>Metacyclops</i> sp.	0	0	0.9	3.4
	<i>Microcyclops alius</i>	0	0	4.1	15.8
	<i>Microcyclops anceps</i>	0	0	14.4	51.2
	<i>Microcyclops decipiens</i>	0.6	1.8	0	0

	<i>Microcyclops</i> sp.	0	0	1.7	3.9
	<i>Nauplius cyclopoida</i>	15	25.9	40.3	134.4
	<i>Thermocyclops decipiens</i>	0.7	1.4	21.6	78.8
	<i>Thermocyclops inversus</i>	0	0	14.3	55.3
Diaptomidae	<i>Copepodito calonoida</i>	1.3	4.3	0.2	0.9
	<i>Nauplius calonoida</i>	0.4	1.2	1.4	3.9
Order: Harpacticoida	<i>Harpacticoida</i>	3.3	7.6	1.6	3.9
<b>ROTIFERS</b>					
Asplanchnidae	<i>Asplanchna herricki</i>	0.2	0.9	0	0
	<i>Asplanchna</i> sp.	0.7	1.4	0	0
Bdelloidea	<i>Bdelloidea</i>	8	16.9	16.1	26.5
Brachionidae	<i>Brachionus bidentata</i>	1.3	3.5	0	0
	<i>Brachionus</i> sp.	0.2	0.9	0	0
	<i>Keratella cochlearis</i>	7.8	20.5	0	0
	<i>Keratella lenzi</i>	0.5	1.2	0	0
	<i>Notholca acuminata</i>	0.2	0.9	0	0
	<i>Platyas quadricornis</i>	2.3	8.6	0	0
	<i>Platyas quadricornis</i>	0	0	1	3.9
Dicranophoridae	<i>Encentrum putorius</i>	0	0	0.4	1.7
Epiphanidae	<i>Epiphanes macrourus</i>	0	0	0.2	0.9
Euchlanidae	<i>Dipleuchlanis propatula</i>	0.2	0.9	0.2	0.9
	<i>Euchlanis</i> sp.	0.7	2.6	0	0
	<i>Euchlanis dilatata</i>	3.6	11.2	0.2	0.9
	<i>Euchlanis incisa</i>	0	0	0.7	2.6
	<i>Euchlanis mineta</i>	0	0	1.1	3.5
Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	3.8	9.7	0	0
	<i>Filinia opoliensis</i>	0.7	2.6	0	0

	<i>Filinia terminalis</i>	0.2	0.9	0	0
Gastropodidae	<i>Ascomorpha saltans</i>	0.2	0.9	0.2	0.9
	<i>Gastropus stylifer</i>	0.2	0.9	0.2	0.9
Lecanidae	<i>Lecane althausi</i>	0.2	0.9	1.1	3.5
	<i>Lecane bulla</i>	16	51.1	7.6	15.2
	<i>Lecane clara</i>	0.2	0.9	0	0
	<i>Lecane cornuta</i>	0.7	2.6	0	0
	<i>Lecane crépida</i>	12.9	33.7	4.7	7.9
	<i>Lecane curvicornis</i>	2.6	9	0	0
	<i>Lecane elsa</i>	0.9	2	0	0
	<i>Lecane furcata</i>	0.2	0.9	0.2	0.9
	<i>Lecane haliclysta</i>	0.4	1.7	0	0
	<i>Lecane hornemanni</i>	0	0	0.7	2.6
	<i>Lecane imbricata</i>	2.1	5.8	0	0
	<i>Lecane inermis</i>	1.2	3.4	0.7	1.9
	<i>Lecane leontina</i>	3.2	8.9	0.2	0.9
	<i>Lecane Ludwig</i>	4.6	10.1	0	0
	<i>Lecane luna</i>	9.8	34.3	0.2	0.9
	<i>Lecane lunares</i>	0	0	1.8	3.3
	<i>Lecane monostyla</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Lecane proiecta</i>	1	3.1	0.2	0.9
	<i>Lecane pumila</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Lecane pyriformis</i>	5.4	21.1	0	0
	<i>Lecane quadridentata</i>	6.7	25.8	0	0
	<i>Lecane rhytida</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Lecane sp.</i>	0.9	2.7	0.4	1.7
	<i>Lecane unguitata</i>	0.2	0.9	0	0

	<i>Lecane unguolata</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Lepadella patela</i>	25.6	24.8	37.3	80.1
	<i>Lepadella</i> sp.	4.2	10.1	0	0
Lepadellidae	<i>Colurella obtusa</i>	1.6	4.5	0.9	2
	<i>Colurella uncinata</i>	0.2	0.9	0.7	1.9
Mytilinidae	<i>Mytilina acanthophora</i>	0	0	0.2	0.9
Notommatidae	<i>Cephalodella eurynota</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Cephalodella gibba</i>	0	0	0.7	2.6
	<i>Cephalodella</i> sp.	0	0	0.9	3.4
Proalidae	<i>Proales reinhardtii</i>	1.6	6	0	0
Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0.9	2.7	0.2	0.9
Testudinellidae	<i>Testudinella ahlstrom</i>	1.3	5.2	0	0
	<i>Testudinella patina</i>	2	3.8	0.2	0.9
Trichocercidae	<i>Elosa worallii</i>	0	0	4.9	18.9
	<i>Trichocerca bicristata</i>	0.4	1.7	0	0
	<i>Trichocerca bidens</i>	0	0	1.3	3
	<i>Trichocerca capucina</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Trichocerca flagellata</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Trichocerca rattus</i>	0.4	1.7	0	0
	<i>Trichocerca similis</i>	2.7	8.7	0.4	1.2
	<i>Trichocerca</i> sp.	0.7	1.4	0.2	0.9
Trichotriidae	<i>Macrochaetus sericus</i>	0.8	3	0.4	1.7
	<i>Trichotria curta</i>	0.2	0.9	0	0
	<i>Trichotria pocillum</i>	0	0	0.2	0.9
	<i>Trichotria tetractis</i>	0.2	0.9	0.4	1.2