



Serviço Público Federal
Universidade Federal do Pará
Campus Universitário de Altamira
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

PPGBC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Alysson Antônio da Costa Leite

**VARIABILIDADE DA COMUNIDADE DE ROTIFERA EM UM
TRECHO SOB INFLUÊNCIA DE UM RESERVATÓRIO NA BACIA
TOCANTINS-ARAGUAIA**

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Martinelli
Filho

ALTAMIRA - PA

JUNHO – 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO

Alysson Antônio da Costa Leite

**VARIABILIDADE DA COMUNIDADE DE ROTIFERA EM UM
TRECHO SOB INFLUÊNCIA DE UM RESERVATÓRIO NA BACIA
TOCANTINS-ARAGUAIA**

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Martinelli
Filho

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

ALTAMIRA - PA

JUNHO – 2018

Dedicatória

Ao meu seio familiar, responsáveis por minha felicidade.

Em memória de minha avó Nadir, grande amor e exemplo de resiliência.

E de minha amiga *Barbie* por me ensinar o significado de afeto e o respeito pelos outros animais.

Agradecimentos

Agradeço a Universidade Federal do Pará (UFPA) e o Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação pela formação.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado.

A coordenadora do projeto de pesquisa a profa. Dra. Simone Pereira do Instituto de Ciências Exatas e Naturais (UFPA).

Ao meu orientador prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho pelas oportunidades, orientação e direcionamento antes, durante e após a execução do trabalho.

A profa. Dra. Daiane Aviz pelos ensinamentos e apoio nas diferentes etapas deste trabalho, especialmente sobre estatística.

Aos professores do programa pelo conhecimento fornecido ao longo das disciplinas cursadas.

A **todos** os meus amigos do Laboratório de Oceanografia Biológica, do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará, pelo auxílio nas mais diversas dúvidas, pela harmonia, apoio pessoal, colaboração em trabalho e pelos grandes momentos de descontração.

A **todos** os colegas de turma do PPGBC (2016) pelo profissionalismo, ajuda mútua, integração e pelos grandes momentos juntos. Aos colegas de outras turmas que também fizeram parte dessas etapas.

Aos meus familiares e amigos, em especial a minha mãe Sileuza, pai Wagner, irmão Wagner, a Samara e os pequeninos Nicole e Antônio, todos fundamentais em minha trajetória. A minha namorada Tamyris pela fundamental ajuda em todos os percalços naturais e deste trabalho, e a sua família, que me recebeu com muito carinho.

A natureza de Deus em todas as formas universais.

Muito obrigado!

Sumário

Resumo Geral	6
Introdução Geral	7
Objetivos Gerais	13
Objetivos Específicos	13
Literatura Citada	14
Artigo 1	20
VARIABILIDADE DA COMUNIDADE DE ROTIFERA EM UM TRECHO SOB	
INFLUÊNCIA DE UM RESERVATÓRIO NA BACIA TOCANTINS-ARAGUAIA	
	20

Resumo Geral

O conhecimento sobre o funcionamento de reservatórios é importante para subsidiar medidas adequadas de conservação e mitigação dos diversos impactos causados pela construção de barragens. Dentre as comunidades aquáticas, o zooplâncton apresenta características importantes para o monitoramento ambiental, como curto ciclo de vida e rápida resposta a alterações ambientais. Neste estudo, o objetivo foi de caracterizar a composição, estrutura, variabilidade e biomassa da comunidade de rotíferos, em três compartimentos da UHE Tucuruí (montante, lago e jusante) durante quatro períodos de coleta em um ciclo hidrológico em 2015. Variáveis ambientais e físico-químicas foram tomadas durante as coletas de zooplâncton, feitas através de arrastos verticais (rede de 68 μm) e a comunidade descrita através da estimativa da biomassa, de índices ecológicos e de análises multivariadas. Riqueza (85 espécies), diversidade e biomassa foram diferentes entre os períodos chuvoso e seco apenas a montante ($p \leq 0,001$). A comunidade foi influenciada principalmente pelas variáveis índice de estado trófico, turbidez, tempo de residência, profundidade da zona eufótica e a concentração de clorofila-*a*. Análises de agrupamento resultaram em 3 grupos de amostras, representados pelos períodos mais chuvosos, menos chuvosos e transicionais. A biomassa apresentou relação positiva para um grupo de três espécies com a clorofila-*a*, índice de estado trófico, nitrato e oxigênio dissolvido e para um grupo de nove espécies com a profundidade da zona eufótica. Não houve diferença da biomassa entre os compartimentos, somente entre os períodos chuvoso e seco ($p = 0,001$) e houve diferenças da densidade (org. m^{-3}) entre os períodos e compartimentos ($p = 0,001$) e na relação período *vs* compartimento ($p = 0,008$). Espécies indicadoras foram detectadas nos períodos e nos compartimentos lago e montante. A variabilidade da comunidade foi relacionada a variação temporal, com menor influência da variação espacial.

Palavras chave: águas continentais, Amazônia oriental, barragem, espécies indicadoras, Usina Hidrelétrica de Tucuruí, zooplâncton.

Introdução Geral

As barragens para fins de produção de energia passaram a ser construídas em países em desenvolvimento, como o Brasil, no período em que a maioria dos rios de países industrializados da América do Norte e Europa já possuíam barragens estabelecidas, apresentando baixo potencial hidrelétrico e rejeição do público em aceitar novos impactos (Khagram, 2004). O argumento principal usado para promover a energia hidrelétrica como a opção de preferência para atender a demanda brasileira por energia apoia-se na premissa de que represas necessitam de menor investimento financeiro por KWh de geração, porém geralmente custam e demoram mais para serem construídos do que o inicialmente previsto (Fearnside, 2016). No Brasil, em atendimento a demandas enérgicas e de abastecimento, a construção de grandes barragens atingiu seu desenvolvimento máximo nas décadas de 1960 e 1970 (Tundisi, 1999).

Grande parte das usinas hidroelétricas (UHE) do Brasil foram construídas na bacia hidrográfica do rio Paraná, em estados como São Paulo e Paraná, correspondendo a mais da metade do potencial instalado no país (ANEEL, 2012). Muitas das barragens que são planejadas estão na Amazônia, porque os melhores locais em outras regiões do país já foram represados (Fearnside, 2016). Na região amazônica as primeiras grandes barragens foram construídas a partir dos anos de 1980, como as das UHE's de Tucuruí em 1984 no estado do Pará, Balbina em 1987 no estado do Amazonas (Fearnside, 2016) e, recentemente, Belo Monte em 2015. Os benefícios para região amazônica estão associados ao crescimento econômico da região Norte do Brasil, em detrimento ao desenvolvimento. Entretanto, os impactos das obras são estudados e discutidos entre a comunidade científica, mas geralmente os interesses políticos se sobrepõem as soluções e mitigações propostas (Junk & Mello, 1990; Fearnside, 2001; 2016).

Os impactos das barragens se estendem para além da área diretamente inundada pelo reservatório. Em muitos casos, como o de Belo Monte, os impactos a jusante são amplamente ignorados ao considerar este compartimento como não diretamente impactado (ELETROBRAS, 2009). A montante há bloqueio da migração de peixes, tanto ascendentes quanto descendentes do rio (Barthem & Goulding, 1997) e os corredores criados para as migrações, tanto de subida, quanto de descida do rio geralmente apresentam resultados parcialmente efetivos (Fearnside, 2014; Kemp, 2016), uma vez que importantes limitações têm sido relatadas, como a alta seletividade para passagem dos peixes (Agostinho et al., 2007; Britto & Carvalho, 2013). Outros impactos estão

associados à perda de habitat, risco de extinção de espécies, emissão de gases do efeito estufa e a fatores sociais que atingem principalmente populações tradicionais e tribos indígenas, como a escassez de alimento (peixe e caça) e novos assentamentos não condizentes com a antiga realidade desses povos (Fearnside, 2016).

De maneira geral, os reservatórios de uma UHE causam alteração no curso dos rios ao reter o volume de água anteriormente transportada (Aoyagui et al., 2003), causando variação na temperatura da coluna d'água, nos padrões de sedimentação, na ciclagem de nutrientes, entre outras alterações físico-químicas (Tundisi et al., 1993). Devido a essas mudanças, as comunidades aquáticas precisam se reestruturar e estabelecer uma nova relação entre suas diferentes comunidades e com novo ambiente formado (Aoyagui et al., 2003).

A construção de um reservatório resulta na formação de três compartimentos ao longo do eixo principal do rio: um ambiente lântico, um intermediário (semi-lântico) e outro chamado de lótico ou zona de desembocadura (Tundisi et al., 1988). O compartimento intermediário bastante influenciado pelo represamento do rio, com fluxo reduzido, maior tempo de residência, baixa turbidez e geralmente alta abundância e riqueza de organismos planctônicos (Matsumura--Tundisi et al., 2015). Enquanto que o compartimento lótico mantém características de rio, como fluxo rápido, baixo tempo de residência da água, alta turbidez e reduzida abundância de organismos planctônicos (Thornton, 1990). Este sistema de compartimentação produz diferenças na circulação horizontal e vertical ao longo do eixo principal de um reservatório, tornando-os ambientes extremamente dinâmicos com alta variabilidade espacial e temporal de parâmetros físicos e químicos da água (Tundisi, 1981; Tundisi, 1990; Armengol & Saab, 1990).

A UHE Tucuruí possui a segunda maior capacidade instalada (MW) entre as UHE's da Amazônia, sendo inferior a capacidade instalada da UHE Belo monte, contudo é a maior geradora de energia da Amazônia. Seu reservatório é o segundo maior, inferior apenas ao da UHE Balbina. É considerada pela empresa operadora como uma das mais bem-sucedidas UHE's da Amazônia por seu alto potencial para produção de energia elétrica (Fearnside, 2001). Foi construída na confluência entre o rio Tocantins e Araguaia, no estado do Pará, em um local propício para a geração de energia. A área de captação de 758.000 km² acima do local da barragem e fornece uma vazão média anual de 11.107 m³/s (variando de 6.068 a 18.884 m³/s), com uma queda vertical de 60,8 m no nível da piscina normal e de 72 m acima do nível médio do mar (msl) (Eletronorte, 1989).

A biodiversidade de água doce no território amazônico é pouco conhecida em relação aos invertebrados. Em regiões tropicais os principais fatores na distribuição do zooplâncton são a precipitação e temperatura (Ferrareze & Nogueira, 2011). Devido a radiação solar apresentar pouca variação nesses locais, permite o crescimento do fitoplâncton e através do controle *bottom-up* dos produtores primários, promovem o aumento da densidade e riqueza de espécies do zooplâncton (Coelho & Santos-Wisniewski, 2016). Entre as comunidades de invertebrados de água doce, o zooplâncton consiste em muitos grupos taxonômicos distintos quanto a morfologia, estratégias reprodutivas e hábitos alimentares (Pennak, 1957).

Em águas continentais, os principais grupos que compõem o zooplâncton são os copépodes, cladóceros e rotíferos. O zooplâncton de águas continentais tem ciclo de vida curto e diversos táxons são bem adaptados a ambientes ricos em nutrientes, essas características os põem como valiosos indicadores de mudanças ambientais (Branco et al., 2000). Dentre os metazoários que compõem o zooplâncton continental, os rotíferos geralmente apresentam as mais altas taxas de crescimento populacional, relevantes na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia no meio aquático (Lopes et al., 1997).

O zooplâncton possui um papel central na dinâmica de um ecossistema aquático, em diversos aspectos. Como exemplo, regiões com altas densidades de zooplâncton são bons pontos de pesca devido às maiores possibilidades do desenvolvimento de peixes planctófagos (Esteves, 1998) ou alterações nos seus padrões de abundância e riqueza podem refletir em outros níveis da cadeia trófica aquática (Serafim-Júnior et al., 2005). São ainda, dependentes de fatores complexos, incluindo condições climáticas e morfométricas que governam características físicas importantes de corpos de água, características químicas da água que geralmente são determinadas por características edáficas e de cobertura vegetal (Sioli, 1975; Margalef, 1983) além de fatores biogeográficos que controlam a colonização das espécies e interações bióticas envolvendo competição entre os organismos por recursos e presas (Dumont, 1999; Rocha et al., 1999).

As comunidades zooplânctônicas de ecossistemas tropicais mudam em respostas a fatores ambientais, como por exemplo, a concentração de nutrientes (Pinto-Coelho, 1998). A distribuição espacial dessas comunidades deve ser analisada num espaço pluridimensional, sujeito a influências de vários fatores, como precipitação, temperatura, material em suspensão, disponibilidade de oxigênio, tempo de residência da água,

competição interespecífica e intraespecífica e predação, que atuam juntos ou isoladamente, podendo propiciar a existência de flutuações das comunidades (Falótico, 1993). As respostas ocorrem em diferentes níveis que vão desde modificações celulares que podem resultar em mutações, a modificações ao nível de comunidade, incluindo mudanças nos índices descritores da comunidade (McLusky, 1989).

Os rotíferos são um importante compartimento do zooplâncton de rios e reservatórios e geralmente apresentam maior diversidade e densidade de espécies entre os metazoários do zooplâncton (Dumont & Segers, 1996). Os protozoários heterotróficos são diversos e constituem o grupo menos conhecido em termos de diversidade e taxonomia, enquanto os microcrustáceos (cladóceros, copépodes e ostrácodes) geralmente apresentam maior biomassa e menor diversidade (Ferdous & Muktadir, 2009). Esses organismos constituem um elo fundamental nas cadeias alimentares em águas continentais, cobrindo o nicho ecológico dos pequenos filtradores ou predadores, também são considerados importantes indicadores de condições ecológicas específicas, sendo bastante utilizados na determinação do estado trófico em corpos d'água (Margalef, 1983; Berzins & Pejler, 1989; Branco et al., 2000).

A resiliência dos rotíferos foi reportada em alguns estudos indicando que distúrbios espaciais ou temporais podem ser de difícil detecção (Bezerra et al., 2015), embora análises estatísticas adequadas demonstraram a variabilidade do grupo frente a alterações. Um exemplo são as leves flutuações temporais na comunidade de rotíferos no reservatório tropical Jurumirim, no estado de São Paulo (Sartori et al., 2009) e a diferença na comparação entre pares de reservatórios com características limnológicas parecidas em uma região subtropical (Bessa et al., 2011). No ambiente natural, os organismos não estão distribuídos de forma homogênea e apresentam diferenças de distribuição vertical e horizontal consideráveis, como distribuição agregada (Stavn, 1971).

Os rotíferos são basicamente um filo de invertebrados minúsculos, primariamente de águas continentais (Segers, 2008). Este táxon compreende metazoários transparentes microscópicos (20-2.000 μm), com três regiões corporais principais: cabeça, tronco e pé (Fontaneto et al., 2008). Embora a morfologia das espécies varie amplamente, todos eles possuem um órgão mastigatório especializado importante na reconstrução filogenética do táxon, o mastax (Fontaneto et al., 2008). Sua reprodução é partenogenética, apresentando curto ciclo de vida, havendo formação de ovos de resistência ou variações sazonais em

suas taxas reprodutivas associadas à variabilidade da disponibilidade alimentar (Barnes et al., 1995; Sipaúba-Tavares & Rocha, 2001).

O filo Rotifera possui duas classes, Monogononta com 1.570 espécies e Bdelloidea com 461 espécies conhecidas no mundo (Melone et al., 1998; Segers, 2008). Na região neotropical são conhecidas 566 espécies de Monogononta e 116 de Bdelloida (Segers, 2007; 2008). O último registro geral do número de espécies em 13 de abril de 2018 data 2.135 espécies válidas (incluindo subespécies válidas) no mundo (Jersabeck & Lensen, 2013). A lista de espécies com registro mais recente para o filo Rotifera no Brasil foi publicada por Garraffoni & Lourenço (2012), com a compilação do registro de 625 espécies e 84 gêneros, sendo a família Lecanidae detentora do maior número de espécies, 103 em apenas 1 gênero descrito. Na região amazônica foram registradas 284 espécies e espera-se que o número de espécies aumente com novos inventários na região (Rocha, 2003).

No Brasil, os estudos voltados à comunidade de rotíferos em reservatórios são principalmente relacionados à composição taxonômica, variações espaciais e sazonais, estimativas de densidade, produção secundária e biomassa e seu papel como bioindicadores (Nordi & Watanabe, 1978; Matsumura-Tundisi, 1999; Güntzel & Rocha, 1998; Negreiros et al., 2010). Nos rios da Amazônia as abordagens recentes são parecidas, porém são mais escassos e não apresentam estimativas acerca da biomassa e produção (Junk & Mello, 1990; Falótico, 1993; Espíndola, et al., 2000; Nascimento et al., 2009; Bezerra et al., 2015; Brito et al., 2015; Matsumura-Tundisi et al., 2015; Costa et al., 2016a, 2016b).

A estrutura, características biológicas e ecológicas da comunidade de rotíferos podem ser observadas através de índices ecológicos descritores da comunidade, como a riqueza, densidade, diversidade, equitabilidade e dominância. Adicionalmente, a associação desses fatores com técnicas estatísticas multivariadas apropriadas fornece importantes implicações qualitativas a respeito das comunidades de rotíferos. Estes descritores biológicos tornam a análise da comunidade uma ferramenta para verificar a resposta dos conjuntos de organismos frente às alterações ambientais (Magurran, 2004).

Tais índices podem sofrer alterações significativas dependendo das condições ambientais. Planícies de inundação, com acentuada sazonalidade causada pelo regime hidrológico, resultaram em alterações estruturais na comunidade planctônica (e.g. Simões et al., 2013). Além da sazonalidade, variações temporais podem ser detectadas, como as

alterações na comunidade de rotíferos após a construção de um reservatório no estado do Rio Grande do Sul, devido às transformações de um sistema lótico em lêntico (Pedrozo et al., 2012).

Estudos em escalas temporais e espaciais são necessários para entender como futuras mudanças ambientais podem afetar os sistemas lóticos, especialmente os grandes rios represados. Um estudo recente reforça a importância de trabalhos realizados em latitudes tropicais abordando a diversidade de rotíferos e suas relações com os parâmetros limnológicos (Sa-Ardrit et al., 2017). O argumento foi de que esses estudos fornecem informações interessantes e inesperadas sobre os padrões e processos que conduzem a diversidade biológica em animais aquáticos microscópicos de ambientes tropicais, principalmente em detrimento da superioridade numérica de estudos em latitudes temperadas.

Os estudos em escalas temporais e espaciais são mais efetivos quando consideram além de padrões de diversidade e abundância, variáveis biológicas como a biomassa por fornecer informações quantitativas da matéria orgânica disponível nos diferentes níveis tróficos, auxiliar na caracterização de interações bióticas, perturbações naturais e possibilitar inferências sobre a estrutura de ambientes aquáticos (Rodríguez & Mullin, 1986; Ahrens & Peter, 1991). Uma das técnicas mais difundidas para estimar a biomassa é a determinação do volume, através de dimensões lineares (Ruttner-Kolisko, 1977), devido a facilidade de aplicação, sendo necessário um microscópio com ocular milimétrica (Rossa et al., 2007).

Esta proposta baseia-se na utilização de fórmulas matemáticas, calculando o volume dos indivíduos através de formas geométricas semelhantes a morfologia dos rotíferos em diferentes dimensões do corpo (Ruttner-Kolisko, 1977). Um importante fator nesta metodologia é a necessidade de medir uma grande quantidade de indivíduos (McCauley, 1984), a fim de minimizar os erros associados de cavidades e depressões na superfície externa dos organismos (Salomen & Latja, 1988). A boa acurácia, aliado a baixos custos em relação a outras técnicas que necessitam de uma grande quantidade de organismos em lotes para serem pesados, faz desse método uma ferramenta acessível para a estimativa da biomassa de rotíferos (Rossa et al., 2007).

Apesar da importância da comunidade de rotíferos na caracterização de alterações ambientais, estudos sobre a composição específica, diversidade e densidade destes organismos são relativamente escassos ou não publicados como estudos sobre a

estimativa da biomassa dos rotíferos de águas continentais amazônicas. Adicionalmente, a detecção de espécies potencialmente indicadoras de alterações no ambiente é relevante para o monitoramento ambiental e melhor conhecimento sobre bioindicadores e respostas das comunidades planctônicas frente a perturbações. Os resultados gerados ainda podem servir de subsídio para a implementação de políticas públicas envolvendo grandes projetos hidrelétricos na Amazônia.

Objetivos Gerais

Descrever a variabilidade espaço-temporal da comunidade de Rotifera, indicando os fatores ambientais causadores de tal variabilidade no reservatório da UHE Tucuruí e regiões adjacentes durante o ciclo hidrológico de 2015.

Objetivos Específicos

- Descrever a composição específica, a estrutura e estimar a biomassa da comunidade de rotíferos.
- Verificar a importância das variáveis ambientais e físico-químicas da água sobre a comunidade de rotíferos.
- Verificar a influência do período hidrológico e compartimentalização (montante, lago e jusante) da UHE Tucuruí sobre a variabilidade da comunidade.
- Detectar as espécies indicadoras dos períodos de coleta e dos compartimentos.

Literatura Citada

Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL. BIG - Banco de Informações de Geração. 2012. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/>> Acesso em: 11 fev. 2018.

Agostinho, C. S., A. A. Agostinho, F. M. Pelicice & E. E. Marques, 2007. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology* 5: 205-13.

Ahrens, M. A. & R. H. Peter, 1991. Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 1967-1978.

Armengol, J. & F. Saab, 1990. Annual and longitudinal changes in the environmental conditions in three consecutive reservoir of Guadiana river (W. Spain). *Advances in limnology*. 33: 679-687.

Aoyagui, A. S. M., C.C. Bonecker, F. A. Lansac-Tôha & L. F. Machado, 2003. Estrutura e dinâmica de rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 25: 31-39.

Barnes, R. S. K., P. Calow & P. J. W. Olive, 1995. Os invertebrados: uma nova síntese. Atheneu, São Paulo.

Barthem, R. & M. Goulding, 1997. The catfish connection: Ecology, migration and conservation of Amazon predators. USA: Columbia University Press, New York.

Berzins, B. & B. Pejler, 1989. Rotifer occurrence in relation to temperature. *Hydrobiologia*. 175: 223-231.

Bessa, G. F., L. C. Vieira, L. M. Bini, D. F. Reis & P. B. Morais, 2011. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE- Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins River, Tocantins State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 33: 179-184.

Bezerra, M. F. C., B. A. Sena, J. E. Martinelli-Filho, L. Nakayama & O. M. Ohash, 2015. Composição e variabilidade da comunidade de rotífera em um reservatório tropical. *Boletim do Instituto de Pesca* 41: 493-506.

Branco, C. W., B. Kolowsky-Suzuky, F. A. Esteves & L. Coimbra e Souza, 2000. Rotifers as ecological indicators in three coastal lagoons in the state of Rio de Janeiro. In *Simpósio de ecossistemas brasileiros, 5º, Anais*. Vitória, UFES: 249-261.

Brasil, ELETROBRÁS (Centrais Elétricas Brasileiras S/A) (2009). Aproveitamento Hidrelétrico Belo Monte: Estudo de Impacto Ambiental. Fevereiro de 2009. Rio de Janeiro, RJ, Brazil: ELETROBRÁS, 36 vols.

Brasil, Eletronorte. 1989. Usina Hidrelétrica Tucuruí: Memória Técnica. Diretoria Técnica (DT), Departamento de Projetos (TPR), Projeto Memória, Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A. (Eletronorte), Brasília, Brazil, 681 pp.

Brito, S. A. C., M. Camargo, N. F. A. C. Melo & R. A. A. Estupiña, 2015. A checklist for the zooplankton of the Middle Xingu – na Amazon River system. *Brazilian Journal of Biology* 75: 55-64.

Britto, S. G. C. & D. Carvalho, 2013. Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. *Fisheries Management Ecology* 20: 426-33.

Coelho, P. N. & M. J. dos Santos-Wisniewski, 2016. Composição da comunidade zooplanctônica em um pequeno corpo d'água raso no sul de minas gerais. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista* 12: 60-74.

Costa, B. N. S., S. C. C. Pinheiro, L. L. Amado & M. De Oliveira Lima, 2016a. Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Ecological Indicators* 61: 526-545.

Costa, B. N. S., S. C. C. Pinheiro, M. De Oliveira Lima & L. L. Amado, 2016b. Microzooplankton as na indicator of environmental quality at na industrial complex in the Brazilian Amazon. *Ecological Indicators* 66: 220-229.

Dumont, J. H., 1999. The species richness of reservoir plankton and the effect of reservoir on plankton dispersal (with particular emphasis on rotifers and cladocerans). In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, São Carlos: 477-492.

Dumont, H. J. & H. Segers, 1996. Estimating lacustrine zooplankton species richness and complementarity. *Hydrobiologia* 341:125-132.

Espíndola, E. L. G., T. Matsumura-Tundisi, A. C. Rietzler & J. G. Tundisi, 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia* 60: 179-194.

Esteves, F. A., 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2a edição. Interciência, Rio de Janeiro.

Falótico, M. H. B. Característica limnológicas e aspectos da composição e distribuição da comunidade zooplanctônica em sua fase de enchimento (Reservatório de Samuel - Rondônia). 1993. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo. São Carlos, 1993.

Fearnside, P. M., 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management*. 27: 377-396.

Fearnside, P. M., 2014. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*. 38: 164-172.

Fearnside, P. M., 2016. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. *World Development* 77: 48-65.

Ferdous, Z. & K. M. Muktedir, 2009. A Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. *American Journal of Applied Sciences* 6: 1815-1819.

Ferrareza, M. & M. G., NOGUEIRA, 2011. Importance of lateral lagoons for the zooplankton assemblages (cladocera and copepod) in a large tropical reservoir. *Oecologia Australis*, 15: 522-536.

Fontaneto, D., W. H. De Smet, W. & G. Melone. Identification key to the genera of marine rotifers worldwide. *Meiofauna Marinha* 16: 75-99.

Garraffoni, A. R. S. & A. P. Lourenço, 2012. Synthesis of Brazilian Rotifera: An updated list of species. *Check List* 8: 375-407.

Güntzel, A. & O. Rocha, 1998. Relações entre a comunidade zooplanctônica e as condições tróficas da lagoa Caconde, Osório, RS, Brasil. *Ilheringia, Série Zoologia* 84:71

Jersabek, C. D. & Leitner, M. F. 2013. The Rotifer World Catalog. World Wide Web electronic publication. <http://www.rotifera.hausdernatur.at/>, accessed 14/04/2018.

Junk, W. J. & J. A. S. N. de Mello, 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos avançados* 4: 126-143.

Khagram, S., 2004. Dams and development: Transnational struggles for water and power. USA: Cornell University Press, New York.

Kemp, P. S., 2016. Meta-analyses, metrics and motivation: mixed messages in the fish passage debate. *River Research and Applications* 32: 2116-24.

Lopes, R. M., F. A. Lansac-Tôha, R. Vale & M. Serafim-Júnior. Comunidade zooplanctônica do Reservatório de Segredo, 1997. In Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (eds.), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Eduem, Maringá: 39-60.

Magurran, A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. 2 ed. Wiley.

Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Editora Omega, Barcelona, 1100 p.

Matsumura-Tundisi, T., 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In Henry, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Fundibio. Botucatu, São Paulo: 39-54

Matsumura-Tundisi, T., J. G. Tundisi, F. Souza-Soares & J. E. M. Tundisi, 2015. Zooplankton community structure of the lower Xingu River (PA) related to the hydrological cycle. *Brazilian Journal of Biology*. 75: 47-54.

McCauley, E., 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In Dowing, J. A. & F. H. Rigler (eds.). A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. Blackwell, Londra, RU: 228-261.

McLusky, D. S. & M. McCrory, 1989. A long-term study of an estuarine mudflat subject to industrial pollution. *Scientia Marina*. 53: 717-724.

Melone, G., C. Ricci, H. Segers & R. L. Wallace, 1998. Phylogenetic relationships of phylum Rotifera with emphasis on the families of Bdelloidea. *Hydrobiologia* 387: 101-107.

Nascimento, E. L., J. P. O. Gomes, D. P. Carvalho, R. Almeida, W. R. Bastos & K. R. Miyai, 2009. Mercúrio na comunidade planctônica do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (RO), Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis* 23: 101-116.

Negreiros, N. F., M. J. dos Santos-Wisniewski, R. M. dos Santos & O. Rocha, 2010. The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Biotaneotropica* 10: 173-182.

Nordi, N. & T. Watanabe, 1978. Nota preliminar sobre os rotíferos (zooplâncton) do Açude Epitácio Pessoa, Boqueirão, Paraíba. *Revista Nordestina de Biologia* 1: 31-39.

Pedrozo, C. S., F. SCHNECK, A. SCHWARZBOLD & R. N. FARIAS, 2012. Respostas da comunidade zooplancônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Zoologia*, 102: 142-149.

Pennak, R. W., 1957. Species composition of limnetic zooplankton communities. *Limnology and Oceanography* 2: 222-232.

Pinto-Coelho, R. M., 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwater Biology*. 40: 159-173.

Rocha, O., 2003. Perfil do conhecimento de biodiversidade em águas doces no Brasil. Relatório Final. Avaliação do Estado do Conhecimento da Diversidade Biológica do Brasil. COBIO/MMA, GTB/CNPq, NEPAM/UNICAMP. Brasília: 69.

Rocha, O., T. Matsumura-Tundisi, E. L. G. Espíndola, K. F. Roche & A. C. Rietzler, 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In Tundisi, J. G. & Straskraba (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, São Carlos: 457-476.

Rodríguez, J. & M. M. Mullin, 1986. Diel and interannual variation of size-distribution of oceanic zooplanktonic biomass. *Ecology* 67: 15-222.

Rossa, D. C., C. C., Bonecker & L. J. Fulone, 2007. Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: revisão de métodos e fatores influentes. *Interciências* 32: 220-226.

Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv fur Hydrobiologie* 8: 71-76.

Sa-Ardrit, P., P. Pholpunthin, H. Segers & D. Fontaneto, 2017. The influence of environmental variables on freshwater rotifers of the family Brachionidae and Lecanidae in Thailand. *Tropical Zoology* 30: 1-21.

Salonen, K. & R. Latja, 1988. Variation in the carbon content of two *Asplanchna* species. *Hydrobiologia*. 163: 79-87.

Sartori, L. P., M. G. Nogueira, R. Henry & E. M. Moretto, 2009. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Brazilian Journal of Biology*. 69: 1-18.

Segers, H., 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa* 1564: 1-104.

Segers, H., 2008. Global diversity rotifers (Rotífera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 49-59.

Serafim-Júnior, M., A. R. Ghidini, G. P. Neves & L. Brito, 2005. Comunidade zooplânctônica. In Andreoli, C. V. & C. Carneiro (eds.), *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Editora Gráfica Capital, Curitiba: 406-434

Simões, N. R., J. D. Dias, C. M. Leal, C. M., L. S. M. Braguin, F. A. Lansac-Tôha & C. C. Bonecker, 2013. Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquatic Sciences* 75: 607-617.

Siolo, H., 1975. Tropical river: The Amazon. *River Ecology*. 1: 461-488.

Sipaúba-Tavares, L. H. & O. Rocha, 2001. Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos. Rima, São Carlos.

Stavn, R. H., 1971. The horizontal-vertical distribution hypothesis: Langmuir circulations and *Daphnia* distributions. *Limnology and Oceanography* 16: 453-466.

Thornton, W. K., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In Thornton, K. W., B. L. Kimmel & E. F. Payne (Coord.) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley Sons Inc. 1-13

Tundisi, J. G., 1981. Typology of reservoirs in Souther Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 21 : 1031-1039.

Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, R. Henry, O. Rocha & K. Hino, 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo. In: Tundisi J. G. (ed.) *Limnologia e manejo de represas vol. 1. Tomo 1*. São Paulo: Série Monografias em Limnologia/USP.

Tundisi, J. G., 1990. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes. *Revista Brasileira de Biologia*. 50: 937-955.

Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi & M. C. Calijuri, 1993. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: Straskraba, M.; Tundisi, J. G. & Duncan, A. eds. *Comparative reservoir limnology and water management*. Netherland, Kluwer Academic. p. 25-55.

Tundisi, J. G., 1999. Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In Henry, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais*. Fundbio Fapesp. Botucatu, São Paulo: 19-38.

Este capítulo está formatado nas normas da revista Hydrobiologia, disponível em:

<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>

Artigo 1

Variabilidade da comunidade de Rotifera em um trecho sob influência de um reservatório na bacia Tocantins-Araguaia

Título: Variabilidade da comunidade de Rotifera em um trecho sob influência de um reservatório na bacia Tocantins-Araguaia

Alysson Antônio da Costa Leite^a; Simone de Fátima Pinheiro Pereira^b & José Eduardo Martinelli Filho^a

^a Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará, Altamira, Brasil

^b Instituto Ciências Exatas e Naturais, Programa de pós-graduação em Química, Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil

A correspondência deve ser enviada para Alysson Antônio da Costa Leite, alyssonacl@gmail.com

Resumo

Devido ao rápido ciclo de vida e adaptação, o zooplâncton é usado como indicador de mudanças ambientais. A comunidade de rotíferos foi descrita e comparada em diferentes compartimentos fluviais conduzidos pelo represamento do Tocantins-Araguaia, Amazônia Brasileira, após a construção da usina hidrelétrica de Tucuruí, há 40 anos. Para investigar a variabilidade temporal e espacial, coletamos o zooplâncton com rede de plâncton de 68 µm em um total de 16 estações a montante, no lago e a jusante da usina durante um ciclo hidrológico (trimestralmente em 2015). Foram obtidas variáveis físico-químicas e ambientais, como temperatura, pH, concentração de Oxigênio Dissolvido, de clorofila-*a* e índice de estado trófico, entre outras. A biomassa foi estimada durante as estações chuvosa (março) e seca (setembro). Foram encontradas 85 espécies pertencentes a 31 gêneros. Não houve diferença da biomassa entre os compartimentos, somente entre os períodos chuvoso e seco ($p = 0,001$) e houve diferenças da densidade (org. m^{-3}) entre os períodos e compartimentos ($p = 0,001$) e na relação período vs compartimento ($p = 0,008$). Análises multivariadas demonstraram que a variabilidade da comunidade está relacionada a variação temporal, com menor influência da variação espacial, embora espécies indicadoras como *Brachionus gessneri*, *Hexarthra intermedia* e *Keratella americana* foram detectadas no compartimento montante e *Asplanchna priodonta*, *Ptygura libera* e *Stephanoceros* sp.2 no compartimento lago.

Palavras-chave: Amazônia oriental, biomassa, barragem, espécies indicadoras, reservatório de Tucuruí, zooplâncton

Title: Rotifera community variability in a stretch of the Tocantins-Araguaia basin influenced by a reservoir

Abstract

Due to the short life cycle and adaptation, zooplankton is used as indicator of environmental changes. We described the rotifer community, and compared it at different river compartments led by the damming of the Tocantins-Araguaia, Western Brazilian Amazon, after the construction of the Tucuruí hydroelectric power plant about 40 years ago. In order to investigate temporal and spatial variability, we collected the zooplankton with 68 µm plankton net at a total of 16 stations divided between upstream, lake and downstream of the power plant during a hydrological cycle (trimonthly during 2015). Environmental and physical-chemical variables were obtained, such as temperature, pH, dissolved oxygen concentration, chlorophyll-a, trophic status index and others. Biomass was estimated only during the rainy (March) and dry (September) seasons. We found 85 species belonging to 31 genera. Biomass was higher in the rainy season ($p = 0.001$), and no difference was found between the compartments. Regarding density, differences between both the periods and compartments were found ($p = 0.001$), and in the relationship between period *vs* compartment ($p = 0,008$). Multivariate analysis demonstrated the seasonality as the main driving factor for the variability on the rotifers, with a lesser influence of river compartmentalization, despite indicator species as *Brachionus gessneri*, *Hexarthra intermedia*, *Keratella americana* and *Asplanchna priodonta*, *Ptygura libera*, *Stephanoceros* sp.2 were detected for the upstream and lake compartments respectively.

Keywords: Biomass, dam, eastern Amazon, indicator species, Tucuruí reservoir, zooplankton.

Introdução

Os ambientes aquáticos tropicais se enquadram entre os mais impactados do globo, submetendo sua biota a elevado estresse ambiental (Keck et al., 2014). Uma das formas mais comuns de perturbação antrópica destes corpos hídricos é a produção de barragens geralmente para fins de geração de energia elétrica, que produzem modificações no rio, mas também a toda sua sub-bacia de contribuição de forma indireta (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Na Amazônia, é cada vez maior o número de reservatórios para fins de produção de energia. Até o ano de 2015 havia 15 grandes barragens na região amazônica (atualmente 16 a contar com Belo Monte) e outras 37 estavam em planejamento ou construção (MME, 2012). Este número diminuiu por retração econômica do Brasil, ainda que estejam previstas a construção de 18 novas barragens como meta para os próximos 10 anos (MME, 2014).

Usinas hidrelétricas causam grandes modificações ambientais como desvio de cursos de água, alteração do fluxo e compartimentalização do rio em três regiões distintas: o reservatório e as regiões a montante e a jusante (Thornton, 1990). No canal principal de um rio represado, pode-se observar a formação de compartimentos longitudinais e transversais de complexa dinâmica espacial e temporal. Comumente mudanças ocorrem em relação ao antigo sistema, como variação na velocidade do fluxo, profundidade, largura e penetração de luz (Armengol & Saab, 1990). Os mecanismos de funcionamento das barragens (vazão e tempo de retenção) também alteram diretamente esses ambientes. Tanto as modificações naturais quanto as antrópicas podem ser refletidas na estrutura de comunidades, inclusive na zooplânctônica (Marzolf, 1990).

Nestes ambientes o zooplâncton representa um componente central e chave nas redes alimentares, exercendo uma forte influência sobre outros grupos tróficos e no fluxo de energia e biomassa (Bonecker et al., 2007; Hébert et al., 2016). O zooplâncton de águas continentais é composto de metazoários e protistas heterotróficos de pequeno porte, variando geralmente entre 20 e 2.000 μm de comprimento, habitando os mais diferentes tipos de ambientes e nichos (Wetzel, 1983; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). A versatilidade de nichos ecológicos ocorre devido as características oportunistas de diversos táxons, como elevadas taxas reprodutivas, curto ciclo de vida e produção de ovos de resistência (Allan, 1976). Tais propriedades são tidas como responsáveis pelas altas densidades e riqueza de grupos como os rotíferos (Lansac-Tôha et al., 1992; Aoyagui & Bonecker, 2004).

Os rotíferos são um grupo de animais microscópicos muito comuns e difundidos, vivem em qualquer habitat inundado em todos os continentes, sendo que a maioria das espécies possui

menos que 1 mm de comprimento (Fontaneto & De Smet, 2015). Este táxon de metazoários é geralmente considerado como o mais abundante e mais diversificado em águas continentais na Amazônia, onde vem sendo estudado em diferentes abordagens, desde a descrição e distribuição das espécies como o uso em indicadores de mudanças no ambiente (Bezerra et al., 2015; Brito et al., 2015; Matsumura-Tundisi et al., 2015; Costa et al., 2016a, 2016b)

Para estudar a influência de fatores temporais e espaciais sobre a comunidade com maior efetividade, é importante utilizar variáveis biológicas que reflitam a condição ecofisiológica das populações, como a biomassa dos organismos (Sommer et al., 2001). A biomassa reflete a massa instantânea da quantidade de matéria orgânica viva em uma determinada área unitária (Ahrens & Peter, 1991). Fornece informações sobre a quantidade de matéria orgânica disponível, podendo ser utilizada para caracterizar perturbações naturais e possibilita a realização de inferências sobre a estrutura biológica do ambiente (Rodríguez; Mullin, 1986).

Para Bozelli & Huszar (2003) estudos com estimativas de biomassa são prioridade nos ecossistemas dulcícolas brasileiros, pois levam a avanços reais sobre o papel desses organismos na estrutura trófica. Esta informação é essencial na comparação entre ambientes, especialmente quando o objetivo é a quantificação das interações tróficas (Loureiro et al., 2011), ou para subsidiar posteriores estudos de modelagem ecossistêmica.

Muitos dos trabalhos com estimativas da biomassa zooplancônica compreendem apenas os cladóceros e os copépodes, negligenciando os rotíferos, a despeito da contribuição desses organismos na ciclagem de matéria orgânica e transferência de energia (Rossa et al., 2007). Contudo, em alguns ambientes os rotíferos representam uma importante parte da biomassa do zooplâncton, que, por sua vez, é renovada em um período de tempo menor do que o dos microcrustáceos (Rossa et al., 2007). Geralmente isto ocorre em locais impactados ou após alterações ambientais pois os rotíferos tendem a recuperar suas populações mais rapidamente (e. g. Hawkins, 1988).

Neste estudo, a estrutura da comunidade zooplancônica de rotíferos, expressa através da estimativa da biomassa, índices ecológicos descritores da comunidade (riqueza, densidade, equitabilidade) e análises multivariadas será analisada e comparada entre diferentes compartimentos de um trecho do baixo rio Tocantins-Araguaia, alterado pela construção da usina hidrelétrica (UHE) de Tucuruí (montante, lago e jusante) entre as décadas de 1970 e 80. Variáveis ambientais foram correlacionadas à biomassa da comunidade e seus descritores. O

desenho amostral permitiu testar possíveis alterações causadas pela formação do reservatório e pelo regime hidrológico sazonal, por meio de amostragens em diferentes compartimentos e em períodos de chuva e de seca.

Nossas hipóteses são de que a comunidade de rotíferos planctônicos apresenta diferenças em sua estrutura, composição e biomassa, tanto em relação aos períodos hidrológicos, quanto à fatores espaciais como a compartimentalização causada pela construção do reservatório. O estudo é investigativo e elucidou os efeitos da variabilidade temporal, espacial (montante, lago e jusante) e de parâmetros físico-químicos da água sobre os rotíferos planctônicos, assim como espécies indicadoras de tal variabilidade.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A região amostrada foi o reservatório da usina hidroelétrica (UHE) de Tucuruí e suas regiões adjacentes, na bacia do rio Tocantins-Araguaia, Amazônia brasileira (Fig. 1). O reservatório está localizado entre 49° 20' e 50° 0' W e entre 3° 45' e 5° S, no estado do Pará, Brasil. A área de inundação do reservatório é de 2.430 km² com cota máxima de 70 m e vazão média de 11.000 m³s⁻¹. O tempo de residência é de 46 dias. A temperatura média da água superficial do reservatório geralmente varia entre 27 e 34 °C. (Eletrobrás & Eletronorte, 1986; World Commission on Dams, 2000; Almeida & Régis, 2003).

A confluência do rio Tocantins com seu afluente principal, o rio Araguaia, dá início ao trecho onde se encontra o reservatório da UHE de Tucuruí. O rio Tocantins contribui com cerca de 40% da descarga de água até o reservatório, o rio Araguaia com 45% e o rio Itacaiunas com a pequena contribuição de 5%. O período de cheia do rio Tocantins se estende de outubro a abril, com picos de cheia em março. No rio Araguaia as inundações são maiores nos meses de março e abril devido às inundações nas várzeas. Ambos os rios entram em período de seca de maio a outubro, com mínimo em setembro (Eletrobrás & Eletronorte, 1986; Salati, 1985).

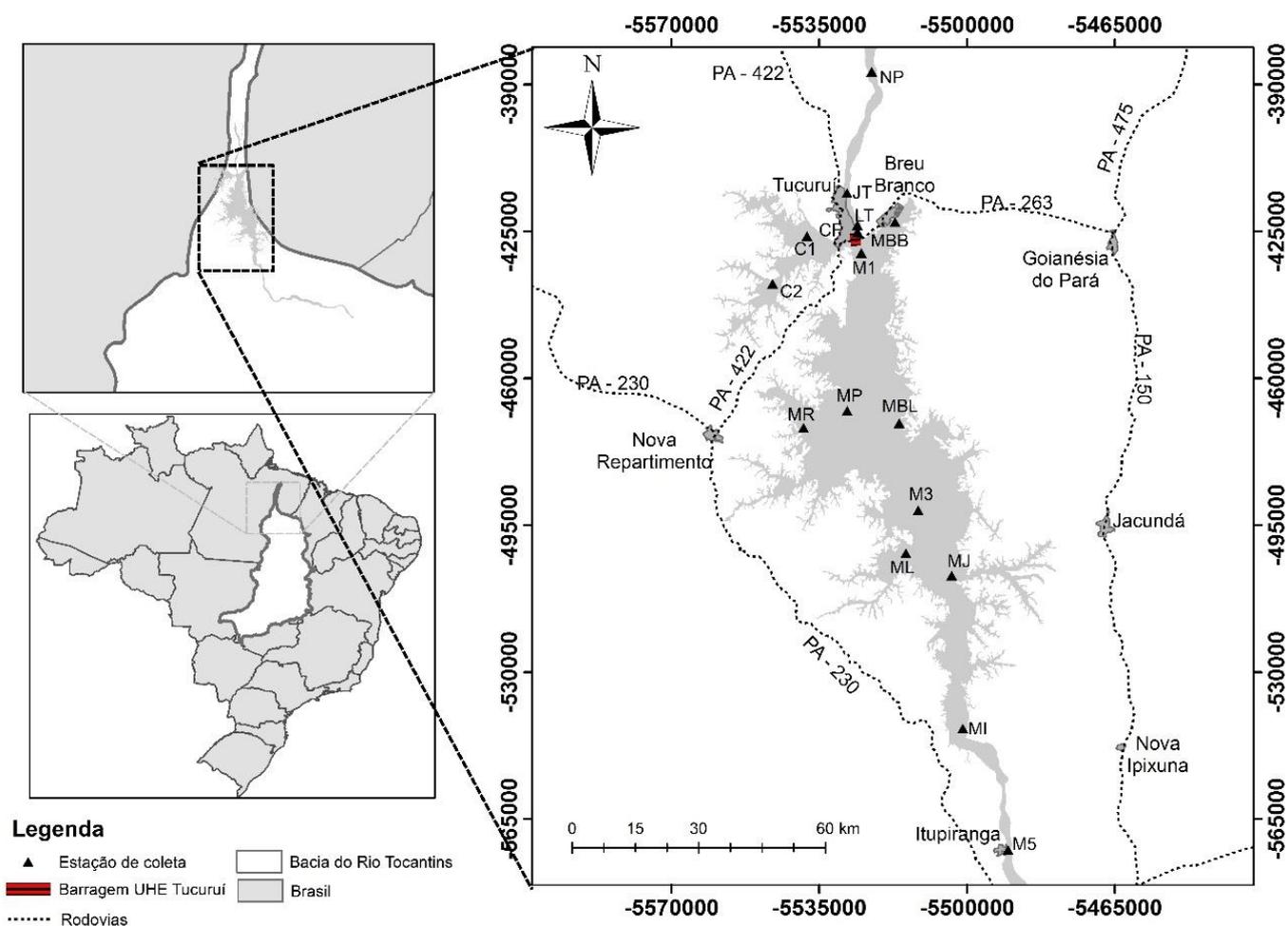


Fig. 1 Localização do reservatório na bacia do rio Tocantins-Araguaia, com pontos distribuídos a montante, na área do lago e a jusante da barragem da Usina Hidrelétrica de Tucuruí (PA). Estações de coleta equivalem aos pontos, estando a montante os pontos M5 = P1, MI = P2, MJ = P3, ML = P4, M3 = P5, MR = P6, MBL = P7, MP = P8; estando na região do lago C2 = P9, C1 = P10, MBB = 11, M1 = 12; na região a jusante CF = P13, LT = P14, JT = P15, NP = P16.

Amostragem

As amostragens foram trimestrais e em períodos diferentes de menor e maior precipitação pluviométrica. Ocorreram durante o ano de 2015, nos meses de março, junho, setembro e dezembro. Foram amostradas 16 estações de coleta em cada período, 8 a montante (P1 a P8), 4 na região do lago (P9 a P12) e 4 a jusante (P13 a P16), com amostras a montante distribuídas aproximadamente de 30 a 90 km da barragem.

Para o cálculo da estimativa da biomassa, os rotíferos foram mensurados em dois períodos amostrais, um chuvoso (março) e outro seco, (setembro) em 12 estações de coleta a jusante e montante da barragem da UHE-Tucuruí e na região do lago. Para determinar quais pontos amostrais seriam utilizados, observou-se à similaridade entre eles utilizando a análise hierárquica aglomerativa (*cluster*) prévia, com os dados da densidade (org. m^{-3}). Os pontos analisados a montante foram P2, P3, P5, P7 e P8, no lago foram P9, P10 e P11 e na jusante P13 a P16.

Variáveis abióticas

Foram coletadas amostras de água para determinação em laboratório de algumas variáveis físico-químicas. A coleta foi realizada em três estratos da coluna da água: superfície, meio e fundo, este último padronizado como a profundidade da coluna subtraída de um metro. Tais amostragens foram efetuadas com auxílio de uma garrafa modelo "Van Dorn" (5 L), obedecendo a critérios preconizados por CETESB (1988).

As amostras de água foram encaminhadas para Laboratório de Química Analítica e Ambiental (LAQUANAM) da Universidade Federal do Pará, onde foram realizadas as análises de sólidos totais dissolvidos (mg/L) pelo método descrito por Gross (1971), concentração de Clorofila-*a* ($\mu\text{g/L}$) pelo método espectrofotométrico (Strickland & Parson, 1968), a concentração de cloreto (mg/L) pelo método de Mohr e fosfato ($\mu\text{g/L}$) pelo método colorimétrico.

Algumas variáveis foram obtidas diretamente em campo, como a transparência, tomada com auxílio do disco de Secchi ($f = 30 \text{ cm}$). Com uma sonda digital multiparâmetros foram tomadas as variáveis: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica ($\mu\text{s/cm}$) e nitrato (mg/L). O pH foi medido com auxílio de um pH-metro de alta precisão ($\pm 0,01$; Hanna 8417). A turbidez (UNT) foi obtida com auxílio de um turbidímetro. Para todas as variáveis, foram utilizadas as médias das três profundidades de coleta (superfície, meio e fundo), uma vez que o plâncton foi coletado por arrastos verticais.

O índice de estado trófico foi calculado nos compartimentos montante e lago segundo Lamparelli (2004) e a jusante segundo Alves et al. (2011) modificado de Lamparelli (2004) para ambientes lóticos. Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios são: ultraoligotrófico ($\text{IET} \leq 47$), oligotrófico ($47 < \text{IET} \leq 52$), mesotrófico ($52 < \text{IET} \leq 59$), eutrófico ($59 < \text{IET} \leq 63$), supereutrófico ($63 < \text{IET} \leq 67$) e hipereutrófico ($\text{IET} > 67$).

A vazão natural e a vazão turbinada pela usina do ano de 2015 foram obtidas pela plataforma SAR (Sistema de acompanhamento de reservatórios) no site da Agência Nacional de Águas (ANA, 2018). Com os valores médios de vazão foram calculados o tempo de residência da água do reservatório e que passa através das turbinas, com a utilização da fórmula:

$$Tr = \frac{1}{86400} \left(\frac{V}{Q} \right)$$

Onde,

Tr = Tempo de residência (dias)

V = volume do reservatório (m³)

Q = vazão média mensal (m³.s⁻¹)

86400 = fator de conversão de segundos

Para tempo de residência turbinada foram utilizados os dados de vazão turbinada.

Coleta e análise de dados biológicos

A comunidade de rotíferos foi amostrada em arrastos verticais, com rede de plâncton de abertura de malha de 68 µm, com acoplamento de uma poita de 1kg para evitar inclinação e garantir um arrasto perpendicular à coluna de água. As amostras foram preservadas em solução de formaldeído neutralizado com tetraborato de sódio diluído em água do próprio reservatório e em concentração final equivalente a 4%. O número de arrastos verticais e profundidade foram anotados para o cálculo da estimativa do volume de água filtrada, dado pela fórmula: $V_f = \pi.r^2.d.na$ onde V_f = volume de água filtrada (m³), r = raio da boca da rede, d profundidade do arrasto e na o número de arrastos.

No laboratório, o volume de cada amostra foi medido em uma proveta graduada. Em seguida, a amostra foi homogeneizada em um béquer e uma subamostra foi tomada com o auxílio de uma pipeta não-seletiva de Hensen-Stempel de 1 mL. A contagem e identificação foram realizadas em estereomicroscópio, com o auxílio de uma câmera de contagem do tipo Sedgwick-Rafter, em alíquotas de volume conhecido das amostras. O volume de subamostra analisado variou entre as amostras, uma vez que o mínimo de 30 indivíduos de cada táxon dominante foi contado, totalizando no mínimo 300 espécimes. Esse valor reduz a introdução de erros devido a subamostragem e ao fracionamento da amostra (Frontier, 1981). O cálculo da densidade de organismos zooplancctônicos foi realizado pela seguinte fórmula:

$$N; \text{org. m}^{-3} = n \text{ contado} / f \text{ alíquota} / v_f$$

Onde:

$N; \text{org. m}^{-3}$ = número de organismos por metro cúbico

$n \text{ contado}$ = número de espécies contadas

$f \text{ alíquota}$ = fração da analisada da amostra

v_f = volume de água filtrada em metros cúbicos

A identificação taxonômica dos rotíferos foi feita com base em bibliografias especializadas (Thorp & Corvich, 2001; Segers, 1995; Nogrady et al., 1993; Koste, 1972; 1978; entre outros). A divisão em nível de subespécies não foi considerada, devido à invalidez ou ausência de suporte filogenético da grande parte dos táxons em nível subespecífico (Jersabek; Leitner, 2013). Tais subespécies geralmente não representam raças geográficas e são inválidas por diversos motivos, como por exemplo, representar estágios juvenis de espécies anteriormente descritas ou variações morfológicas induzidas como a ciclomorfose (Garraffoni; Lourenço, 2012). Todos os táxons foram conferidos quanto a nomenclatura, autoria e validade, segundo Jersabek e Leitner (2013).

Estimativa da biomassa de Rotifera

A estimativa da biomassa da comunidade de Rotifera foi realizada pela técnica descrita por Ruttner-Kolisko (1977), na qual é calculado o biovolume através de formas geométricas que mais se aproximem da forma da espécie selecionada, considerando as diferentes dimensões do corpo. Em cada amostra foram selecionadas e medidas as espécies dominantes, cuja somatória representou, no mínimo, 80% da densidade total. As espécies não medidas, que corresponderam, no máximo, a 20% do valor total da densidade, não tiveram suas dimensões tomadas devido ao baixo número amostral, uma vez que é recomendado mensurar ao menos 30 indivíduos de cada táxon (Harris et al., 2000). Para incorporar o valor da densidade total na estimativa final da biomassa em cada amostra, foi realizada a soma da biomassa referente à porcentagem da densidade das espécies raras (máximo de 20%).

Com auxílio de uma ocular milimétrica acoplada ao estéreo-microscópio, foram medidos 30 indivíduos de cada um dos táxons dominantes da amostra. O peso seco foi estimado pelo cálculo do biovolume, adotando o pressuposto de que $10^6 \mu\text{m}^3$ equivale a 1 μg de peso úmido (Bottrell et al., 1976; Rossa, 2001) e o peso seco como 10% do peso úmido (Pace & Orcutt, 1981).

Análises estatísticas

A partir dos dados de densidade (org.m^{-3}), foram calculados os índices de diversidade específica, dominância e equitabilidade. A diversidade específica (H') foi calculada através do índice de Shannon: $H' = - \sum p_i \ln p_i$; onde p_i representa a abundância relativa do táxon i na amostra. (Shannon, 1948). Para dominância, o índice de Simpson: $1-D$, onde $D = \sum p_i^2$ e $p_i =$ proporção de indivíduos da comunidade que pertencem à espécie i . Com relação à equitabilidade (J), a esta foi aplicada a fórmula proposta por Pielou (1977): $J = H' / \ln NE^{-1}$; onde NE representa o número de espécies identificadas na amostra. Tais índices foram calculados utilizando o software PAST.

A variabilidade desses índices descritores ecológicos foi testada através da Análise de Variância (ANOVA), testou-se a normalidade e homocedasticidade e quando necessário houve transformação dos dados, no software Statistica 8 (STATSOFT), com teste *post hoc* de Tukey para identificar quais dos pares de grupos diferem entre os diferentes períodos sazonais e compartimentos das estações de amostragem.

Análises hierárquicas aglomerativas (*cluster*) foram realizadas através do pacote Xlstat (extensão do Microsoft Office Excel) para agrupar os subconjuntos semelhantes de espécies e de estações de coleta. Tais análises foram feitas com prévia padronização de dados pela transformação de Hellinger, utilização da distância Euclidiana e posteriormente a análise de agrupamento pelo método de Ward (Legendre & Gallagher, 2001).

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi aplicada utilizando o software Paleontological Statistical 3.19 (PAST) (Hammer et al., 2001), para comparar a distribuição dos parâmetros ambientais nos compartimentos e períodos, tais como as variáveis físicas, químicas e a variável biológica concentração de clorofila-*a*, padronizando os dados através da fórmula: $\text{Padronização} = (V - M) / DP$, onde “ V ” é o valor da variável, “ M ” a média da variável e “ DP ” o desvio padrão da variável, utilizada também para a realização da Análise Canônica de Correspondência (Clarke & Gorley, 2006). Foram realizadas correlações prévias entre as variáveis retirando geralmente co-variáveis significativamente correlacionadas.

A Análise Canônica de Correspondência (ACC) (Ter Braak, 1989) foi realizada através do software PAST para verificar a influência das variáveis ambientais e da localização das estações de coleta sobre a densidade e biomassa da comunidade de rotíferos. Foram realizadas correlações prévias entre as variáveis, retirando co-variáveis ou variáveis significativamente

correlacionadas e não foram consideradas espécies raras com até 15% de frequência de ocorrência.

Para examinar a influência da compartimentalização e da variação dos períodos hidrológicos sobre a estrutura da comunidade de rotíferos foi realizada a Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA) utilizando o software Primer 6 PERMANOVA+. Para verificar espécies indicadoras dos diferentes compartimentos e períodos, foi feita a análise de indicadores de espécies (IndVal), com o auxílio do programa computacional PCORD 5.1 (McCune & Mefford, 2006). Esta análise combina densidade e frequência de ocorrência para cada espécie (Dufrêne & Legendre, 1997).

Resultados

Variação espacial e temporal das variáveis ambientais

A pluviosidade no ano de 2015 apresentou nos meses de amostragem valores conforme a caracterização dada aos períodos neste estudo, sendo março o mês mais chuvoso, junho o intermediário menos chuvoso, setembro o mês menos chuvoso e dezembro como o intermediário mais chuvoso. A pluviosidade dos últimos 10 anos manteve padrão semelhante ao do ano de coleta entre os períodos, porém no ano de 2015 a média de chuvas foi menor em relação há alguns dos anos anteriores (Fig. 2 A). A vazão natural anual seguiu padrão parecido ao da pluviosidade nos meses de amostragem e o tempo de residência anual foi inversamente proporcional (Fig. 2 B). A vazão turbinada anual foi alta até o mês de maio e apresentou valores menores a partir do mês de junho, exceto no mês de setembro onde permaneceu alta e o tempo de residência da água turbinada baixo em períodos de alta vazão turbinada e alto em períodos de baixa vazão turbinada (Fig. 2 C).

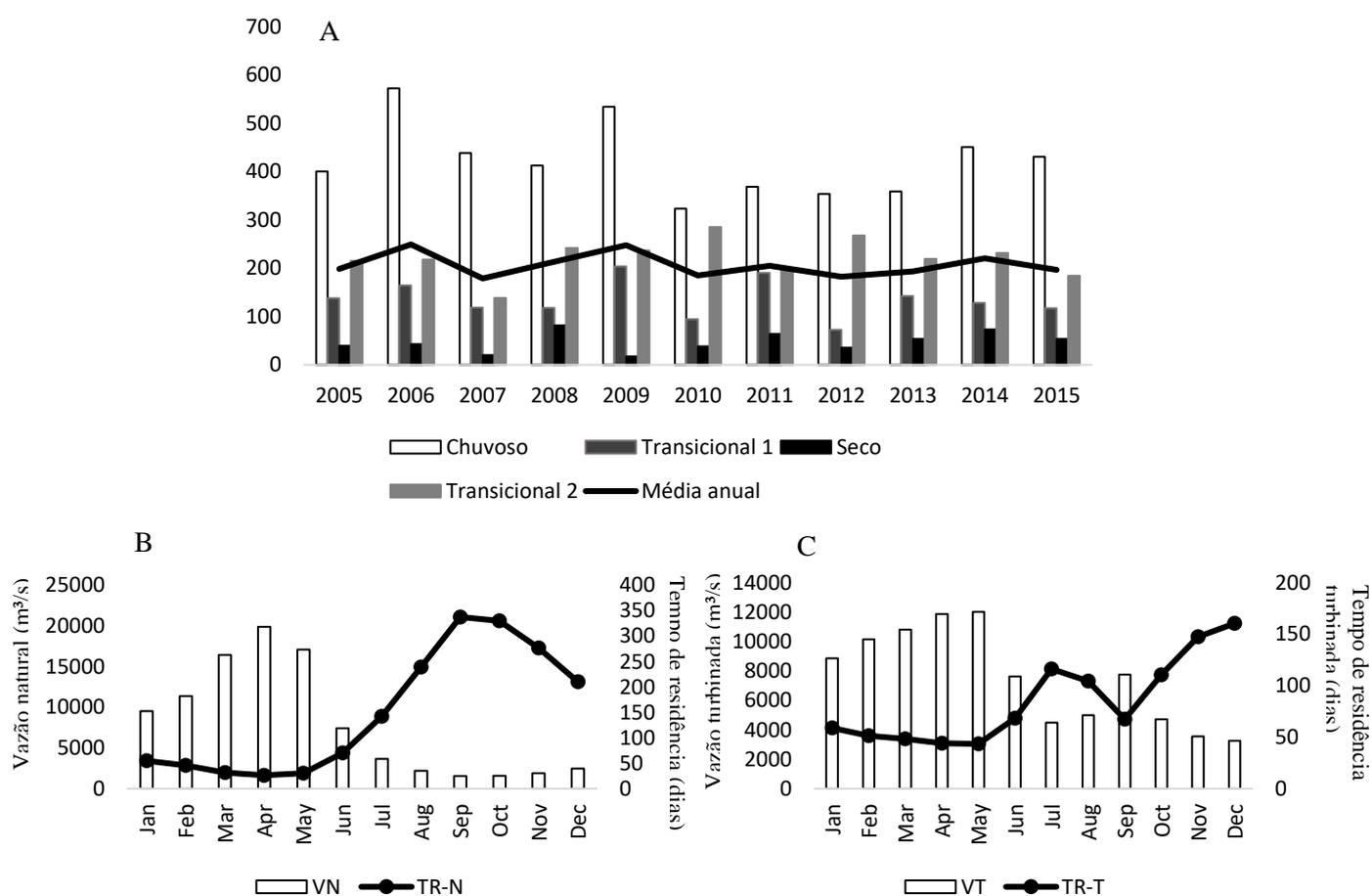


Fig. 2 A: Pluviosidade média dos últimos 10 anos (mm). **2 B:** Vazão natural (VN) e tempo de residência – TR (dias). **2 C:** Vazão turbinada (VT) e tempo de residência da água turbinada- TR-T (dias).

A média da profundidade e transparência da água foram maiores no compartimento lago na maioria dos períodos, exceto no período transicional 2, quando a transparência foi maior à jusante. A temperatura da água foi menor em todos os compartimentos durante o período chuvoso, apresentando maior valor a montante durante o período seco, no lago durante o período transicional 1 e a jusante durante o período transicional 2. Os valores de pH da água tiveram baixa variação, com maiores médias nos compartimentos lago e montante em todos os períodos. O oxigênio dissolvido teve maior valor no compartimento montante, na maioria dos períodos, exceto durante o período transicional 1 onde o maior valor ocorreu na jusante, sendo geralmente menor no compartimento lago (Tabela 1).

A turbidez foi maior a montante em todos os períodos e geralmente menor no lago, apresentando maior média geral no período chuvoso. Já a concentração de *clorofila-a* apresentou maiores valores no período transicional 2 em todos os compartimentos, enquanto que os menores ocorreram durante o período chuvoso nos compartimentos montante e jusante e excepcionalmente no período transicional 1 no lago. Em geral, as concentrações de nutrientes apresentaram maiores valores no compartimento montante no período chuvoso e menores no período seco, neste caso, em todos os compartimentos. O IET foi menor em todos os compartimentos no período seco, apresentando maior valor no compartimento montante durante o período chuvoso, enquanto no lago e jusante foi maior durante o período transicional 2. O IET nos compartimentos montante e lago foram geralmente considerados de mesotrófico a eutrófico e na jusante de oligotrófico a mesotrófico. A profundidade da zona eufótica foi menor em todos os compartimentos durante o período chuvoso, apresentando menores valores nos compartimentos montante e lago durante o período seco e no compartimento jusante durante o período transicional 2.

Tabela 1 Valores médios (M) e coeficiente de variação (CV %) das variáveis ambientais medidas nos compartimentos amostrados durante os períodos chuvoso, transicional 1, seco e transicional 2, Profundidade - Pf (m), transparência - Tp (m), temperatura da água - T (°C), potencial hidrogeniônico - pH, oxigênio dissolvido – OD (mg/L), turbidez – Tb (UNT), Condutividade – Cd (µs/cm), clorofila-*a* – Cla (µg/L), índice de estado trófico – IET, sólidos totais dissolvidos – TDS (mg/L), cloreto - Cl- (mg/L), nitrato -NO³⁻ (mg/L), fosfato -PO₄₃₋ (mg/L), zona eufótica - ZE (m).

			Pf	Tp	T	pH	OD	Tb	Cd	Cla	IET	TDS	Cl-	NO ³⁻	PO ₄₃₋	ZE
Montante	Chuvoso	M	20,9	0,9	29,3	6,9	6,6	28,8	40,3	8,2	61,2	18,1	1,2	18,5	14,4	2,7
		CV	61,7	84,2	2,1	2,1	11,7	65,2	4,3	127,8	4,2	8,2	11,0	148,7	23,3	84,2
	Transicional 1	M	26,1	1,9	30,1	7,7	5,6	5,5	45,1	5	58,8	19	1,3	10,6	14,3	5,7
		CV	54,1	38,4	1,2	2,7	20	73,7	14,5	33,7	2,8	14,6	26,3	58	47,6	38,4
	Seco	M	21,3	2,2	30,5	6,9	6,7	3,9	46,2	11,3	56,7	19,3	1	7	3,4	6,5
		CV	57,5	30,3	2,5	3,1	11,7	32,8	10,7	91,7	3,3	11,1	12	109,1	44	30,3
	Transicional 2	M	12,3	1,7	30,2	7,4	5,9	4,2	50,1	16,4	59,1	45,9	1,5	16,7	10,1	5
		CV	53,6	42,4	0,9	6,5	16	58,4	9,8	69,6	7,5	12,4	19,8	37,8	77	42,4
Lago	Chuvoso	M	29,5	1,6	28,3	7,2	6,5	6,2	45,7	4,7	58,1	20	1,2	20,1	6,4	4,7
		CV	69,2	9,5	0,5	1,2	3,4	46,5	5,7	91,4	1,9	5,5	14,6	49	42,6	9,5
	Transicional 1	M	38	2,7	30,1	7,4	4,9	2,7	45,4	2,8	56,6	19,2	1,1	19,6	13,4	8,1
		CV	55,7	17,4	1,3	1,9	19,7	41,6	13,8	13	2,4	14,7	9,8	80,6	85,5	17,4
	Seco	M	32,8	3,3	28,7	6,5	5,8	2,5	49,6	4,9	53,4	19,5	1	21	3,1	10
		CV	59,9	23,7	2,6	1,3	13,3	47,1	12	36,7	7,4	15,7	21,7	62,6	10,6	23,7
	Transicional 2	M	23,6	2,5	29,5	7,4	4,3	2,8	39,9	14,3	60,7	40,7	1,5	13,9	9,8	7,4
		CV	82,7	67,7	0,6	1,3	7,7	94,5	9,2	56,8	6,2	9,4	37	46,6	39,2	67,7

Tabela 1 Valores médios (M) e coeficiente de variação (CV %) das variáveis ambientais medidas nos compartimentos amostrados durante os períodos chuvoso, transicional 1, seco e transicional 2 (continuação).

		Pf	Tp	T	pH	OD	Tb	Cd	Cla	IET	TDS	Cl-	NO ³⁻	PO ₄₃₋	ZE	
Jusante	Chuvoso	M	15	1,2	29,	7,0	6,3	6,7	50,1	1,9	51,7	20,4	1,1	20,7	7,9	3,6
		CV	13,4	5,9	0,7	1	1,1	3,5	20,5	8,8	2,4	10,7	6,6	11,3	1,3	5,9
	Transicional 1	M	13,3	2,5	29,8	7,5	6	3,1	39,5	2	51,4	17,	1,1	35,7	6,5	7,6
		CV	35,6	5	0,3	0,6	6,1	5,9	4,1	13,4	2	6	4,4	14,3	16,6	5
	Seco	M	14,5	3,3	29,1	6,6	6,2	1,6	43,9	2,6	49,1	19	0,9	36,8	2,3	9,8
		CV	25,5	5,2	0,3	1,7	3,3	13,1	7,2	22,2	4,1	7,4	7,	13,8	22,4	5,2
	Transicional 2	M	12,6	4	30,	7,4	5,9	0,9	43,2	3,3	54,5	44,0	1,2	23,2	9,9	12
		CV	37,3	4,6	0,4	2,3	2,4	5,9	2,6	14,4	3,0	10	2,7	8	36,8	4,6

Comunidade de rotíferos

O total de 63 amostras, referente aos quatro períodos amostrais, foram analisadas quanto à composição e densidade das espécies de rotíferos. Ao todo, 85 táxons divididos em 18 famílias e 31 gêneros foram identificados (Tabela 2). O gênero mais representativo em riqueza foi *Lecane* (família Lecanidae) com 15 espécies, seguido pelo gênero *Brachionus* (família Brachionidae) com 10 espécies. Outras 5 espécies foram registradas nos gêneros *Keratella*, *Polyarthra* e *Trichocerca* e 4 no gênero *Filinia*. Os demais gêneros tiveram de 1 a 3 espécies registradas. As espécies com ocorrência de 100% no período chuvoso foram *Keratella americana*, *K. cochlearis* e *Trichocerca similis*. No período transicional 1 foram *K. americana*, *K. cochlearis* e *Philodinidae* sp.1. No período seco foram *Brachionus falcatus*, *K. americana* e *Philodinidae* sp.1. No período transicional 2 foram *B. dolabratus*, *B. falcatus*, *Philodinidae* sp.1.

A riqueza foi maior durante o período chuvoso, menor no período seco e semelhante nos períodos transicionais 1 e 2 (Tabela 3). Entre os períodos amostrais, 77 espécies ocorreram no chuvoso, 54 no transicional 1, 49 no seco e 53 no transicional 2. Entre os compartimentos, a riqueza foi maior a montante, seguida pelo lago e menor a jusante, porém sem diferenças significativas (Fig. 3 A). A análise de variância (ANOVA) mostrou diferença significativa temporal do compartimento montante entre os períodos chuvoso e seco ($p < 0,0001$; $F = 10,88$).

A densidade média (org.m^{-3}) foi maior no período transicional 2, seguido pelo período chuvoso, sendo menor nos períodos seco e transicional 1. Entre os compartimentos, a densidade foi maior a montante, seguida pelo lago e menor a jusante, para todos os períodos (Fig. 3 B). Apesar da grande diferença entre os valores, a análise de variância (ANOVA) não mostrou diferença significativa entre os compartimentos e períodos.

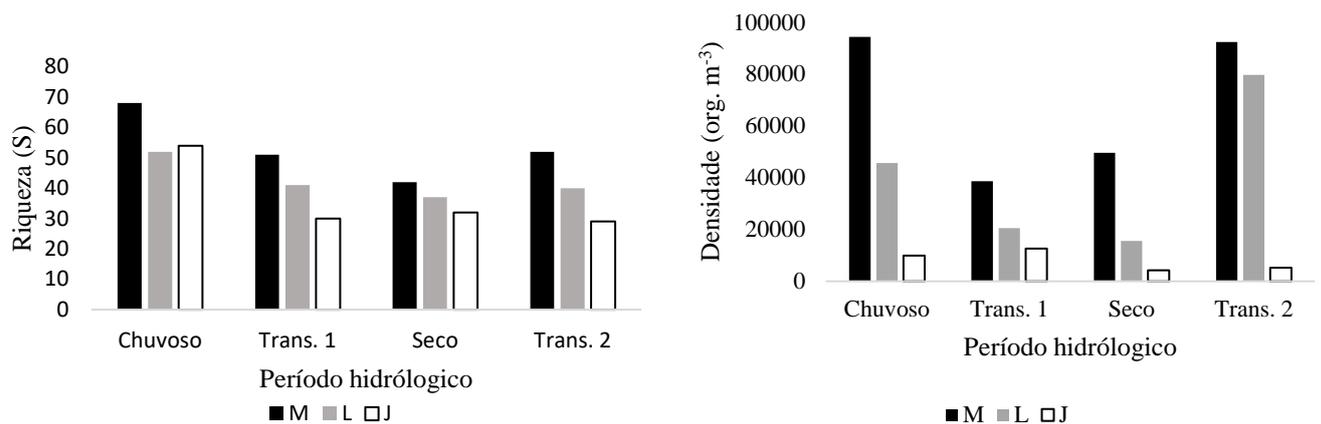


Fig. 3 A Riqueza (S) e **B** densidade (org.m⁻³) de rotíferos nos compartimentos montante (M), lago (L) e jusante (J), entre os períodos chuvoso, transicional 1, seco e transicional 2, na região e adjacências do reservatório da UHE Tucuruí – PA em 2015.

Tabela 2 Lista de espécies e frequência de ocorrência (%) para cada um dos períodos amostrais no reservatório de Tucuruí e regiões adjacentes durante 2015 (Ch: chuvoso; T1: transicional 1; Sc.: seco e T2: transicional 2; N.I.: táxon não identificado).

ROTIFERA	Chuv.	T1	Sec.	T2
ASPLANCHNIDAE				
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	31,25	75	43,75	37,5
BRACHIONIDAE				
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	31,25	6,25	6,25	12,5
<i>Anuraeopsis</i> sp.1 Lauterborn, 1900	18,75	0	0	0
<i>Brachionidae</i> sp. N.I.	12,5	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	25	0	12,5	31,25
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	25	31,25	18,75	37,5
<i>B. dolabratus</i> Haring, 1914	43,75	56,25	81,25	100
<i>B. falcatus</i> Zacharias, 1898	56,25	87,5	93,75	100
<i>B. gessneri</i> Hauer, 1956	68,75	81,25	62,5	100
<i>B. leydigii</i> Cohn, 1862	6,25	0	0	0
<i>B. mirus</i> Daday, 1905	75	43,75	75	68,75
<i>B. quadridentatus</i> Kertész, 1894	12,5	6,25	0	0
<i>B. urceolaris</i> Seligo, 1900	18,75	0	0	0
<i>B. zahniseri</i> Ahlstrom, 1934	25	25	31,25	12,5
<i>Keratella</i> sp.	0	0	0	18,75
<i>K. americana</i> Carlin, 1943	100	100	100	93,75
<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)	100	100	62,5	68,75
<i>K. lenzi</i> Hauer, 1953	93,75	68,75	18,75	18,75
<i>K. tropica</i> (Apstein, 1907)	50	0	6,25	31,25
<i>Notholca</i> sp. Gillard, 1948	25	0	0	0
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	75	75	75	62,5
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	18,75	0	0	12,5

ROTIFERA		Chuv.	T1	Sec.	T2
COLLOTHECIDAE					
<i>Collotheca</i> sp. Harring, 1913	68,75	68,75	62,5	18,75	
<i>Stephanoceros</i> sp.1 Ehrenberg, 1832	43,75	93,75	37,5	31,25	
<i>Stephanoceros</i> sp.2	56,25	75	81,25	50	
CONOCHLIDAE					
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	81,25	56,25	68,75	68,75	
<i>C. hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	68,75	37,5	56,25	75	
<i>C. unicornis</i> Rousselet, 1892	37,5	25	18,75	50	
EUCHLANIDAE					
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	12,5	6,25	0	18,75	
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1830	75	50	25	100	
FILINIDAE					
<i>Filinia camasecla</i> Myers, 1938	93,75	68,75	50	56,25	
<i>F. longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	75	43,75	43,75	37,5	
<i>F. opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	56,25	25	43,75	50	
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)	50	43,75	43,75	43,75	
FLOSCULARIIDAE					
<i>Sinantherina semibullata</i> (Thorpe, 1889)	0	56,25	43,75	25	
<i>S. socialis</i> (Linnæus, 1758)	62,5	6,25	37,5	0	
<i>S. spinosa</i> (Thorpe, 1893)	6,25	6,25	6,25	6,25	
GASTROPODIDAE					
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	81,25	43,75	18,75	6,25	
<i>A. ovalis</i> (Bergendal, 1892)	62,5	43,75	6,25	18,75	
<i>A. saltans</i> Bartsch, 1870	62,5	37,5	50	12,5	
<i>Gastropus</i> sp. Imhof, 1888	12,5	0	0	0	
HEXARTHRIIDAE					
<i>Herxarthra mira</i> (Hudson, 1871)	25	12,5	0	31,25	
<i>H. intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	93,75	37,5	62,5	43,75	
LECANIDAE					
<i>Lecane abanica</i> Segers, 1994	6,25	0	0	0	
<i>L. aculeata</i> (Jakubski, 1912)	6,25	0	0	0	
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1851)	25	12,5	31,25	68,75	
<i>L. curvicornis</i> (Murray, 1913)	43,75	0	12,5	37,5	
<i>L. elsa</i> Hauer, 1931	6,25	0	6,25	0	
<i>L. leontina</i> (Turner, 1892)	6,25	0	0	0	
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	50	6,25	12,5	0	
<i>L. melini</i> Thomasson, 1953	31,25	50	18,75	25	
<i>L. mira</i> (Murray, 1913)	25	6,25	0	0	
<i>L. monostyla</i> (Daday, 1897)	0	0	0	6,25	
<i>L. obtusa</i> (Murray, 1913)	6,25	6,25	0	0	
<i>L. papuana</i> (Murray, 1913)	6,25	0	0	0	
<i>L. proiecta</i> Hauer, 1956	62,5	87,5	50	100	
<i>L. quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	12,5	0	0	0	
<i>L. signifera</i> (Jennings, 1896)	6,25	0	0	0	

ROTIFERA	Chuv.	T1	Sec.	T2
LEPADELLIDAE				
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	12,5	0	0	12,5
<i>Lepadella</i> sp. Hauer, 1926	18,75	0	0	0
<i>Paracolurella</i> sp. Myers, 1936	0	0	6,25	0
NOTOMATIDAE				
<i>Cephalodella</i> sp. Bory de St, Vincent, 1826	31,25	0	0	0
PROALIDAE				
<i>Ptygura libera</i> Myers, 1934	50	12,5	50	56,25
SYNCHAETIDAE				
<i>Ploesoma</i> sp. Herrick, 1885	68,75	6,25	6,25	0
<i>Polyarthra</i> sp.1 Ehrenberg, 1834	50	12,5	0	6,25
<i>P. major</i> Burckhardt, 1900	0	18,75	0	0
<i>P. remata</i> Skorikov, 1896	31,25	25	6,25	0
<i>P. vulgaris</i> Carlin, 1943	87,5	43,75	25	0
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	31,25	0	0	0
<i>Synchaeta</i> sp.1 Lauterborn, 1905	31,25	25	0	0
<i>Synchaeta</i> sp.2	81,25	62,5	0	81,25
TESTUDINELLIDAE				
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	43,75	12,5	37,5	43,75
TRICHOCERCIDAE				
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	25	43,75	0	12,5
<i>T. gracilis</i> (Tessin, 1890)	37,5	18,75	12,5	0
<i>T. longiseta</i> (Schränk, 1802)	68,75	12,5	0	12,5
<i>T. mucosa</i> (Stokes, 1896)	0	0	0	6,25
<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)	100	75	68,75	87,5
TRICHOTRIIDAE				
<i>Macrochaetus altamirai</i> Arevalo, 1918	0	0	0	12,5
<i>Mytilina machocera</i> (Jennings, 1894)	6,25	0	0	12,5
<i>Mytilina</i> sp.1 Bory de St, Vincent, 1826	0	0	18,75	0
ORDEM BDELLOIDEA				
Bdelloida sp.1 N.I	12,5	0	0	0
Bdelloida sp.2 N.I	6,25	0	0	0
Bdelloida sp.3 N.I	12,5	0	0	0
Philodinidae sp.1 N.I	93,75	100	93,75	100
Philodinidae sp.2 N.I	18,75	25	6,25	50

A diversidade média foi maior no período chuvoso e transicional 1, enquanto foi menor no período seco e transicional 2. No período chuvoso a diversidade média foi moderada, contudo foi alta (≥ 3) nos pontos de coleta P5 e P7 (montante) e P9 (lago). Nos demais períodos a diversidade média foi considerada moderada com valores entre 1 e 3. A análise de variância mostrou diferença significativa do compartimento montante entre os períodos chuvoso e seco ($p = 0,003$; $F = 5,23$). Entre os demais compartimentos e períodos não houve diferença significativa.

A dominância foi maior no período chuvoso, diminuiu no transicional 1 e teve menor valor no período seco, voltando a aumentar no transicional 2. A equitabilidade apresentou valores próximos e maiores nos períodos chuvoso e transicional 1, enquanto os menores valores, também próximos, foram observados nos períodos seco e transicional 2. As variações, na dominância e equitabilidade não foram significativamente diferentes entre os compartimentos ou períodos.

Tabela 3 Valores mínimos (Mín.), máximos (Máx.), média e desvio padrão (M. \pm D. P.) da riqueza (S), densidade, diversidade de Shannon (H'), dominância de Simpson e equitabilidade de Pielou (J) da comunidade de rotíferos da UHE Tucuruí e regiões adjacentes durante o ano de 2015.

Período	Riqueza			Densidade (org.m^{-3})		
	Mín.	Máx.	M. \pm D. P.	Mín.	Máx.	M. \pm D. P.
Chuvoso	18	45	32 \pm 7	2.119	23.706	9.510 \pm 7.225
Trans, 1	12	31	22 \pm 5	1.817	8.040	4.462 \pm 1.690
Seco	15	27	20 \pm 4	787	11.936	4.661 \pm 4.028
Trans, 2	13	35	22 \pm 6	1.027	68.461	11.158 \pm 18.918
Período	Dominância (D)			Diversidade (H')		
	Mín.	Máx.	M. \pm D. P.	Mín.	Máx.	M. \pm D. P.
Chuvoso	0,79	0,95	0,9 \pm 0,04	2,1	3,26	2,8 \pm 0,3
Trans, 1	0,73	0,93	0,87 \pm 0,06	1,87	2,93	2,5 \pm 0,3
Seco	0,4	0,9	0,80 \pm 0,12	1,07	2,66	2,1 \pm 0,3
Trans, 2	0,49	0,92	0,84 \pm 0,1	1,35	2,76	2,3 \pm 0,3
Período	Equitabilidade (J)					
	Mín.	Máx.	M. \pm D. P.			
Chuvoso	0,64	0,87	0,8 \pm 0,06			
Trans, 1	0,69	0,91	0,81 \pm 0,07			
Seco	0,39	0,86	0,7 \pm 0,1			
Trans, 2	0,44	0,87	0,77 \pm 0,1			

Análises hierárquicas aglomerativas (*cluster*)

Observou-se a formação de quatro grupos de espécies no agrupamento gerado com base na matriz de densidade (agrupamento em modo R) (Fig. 4). O primeiro formado pelas espécies *Keratella americana* e *Philodinidae* sp.1, que foram as espécies com maior densidade e ocorrência neste estudo; o segundo e maior grupo com 23 espécies que tiveram em geral menores valores de densidade e ocorreram em menor número de amostras; o terceiro com 10 espécies, que em geral tiveram alta ocorrência, mas valores de densidade mais baixos; o quarto grupo com 11 espécies, com alta ocorrência na maioria das amostras e densidade relativamente alta, porém inferiores ao primeiro grupo.

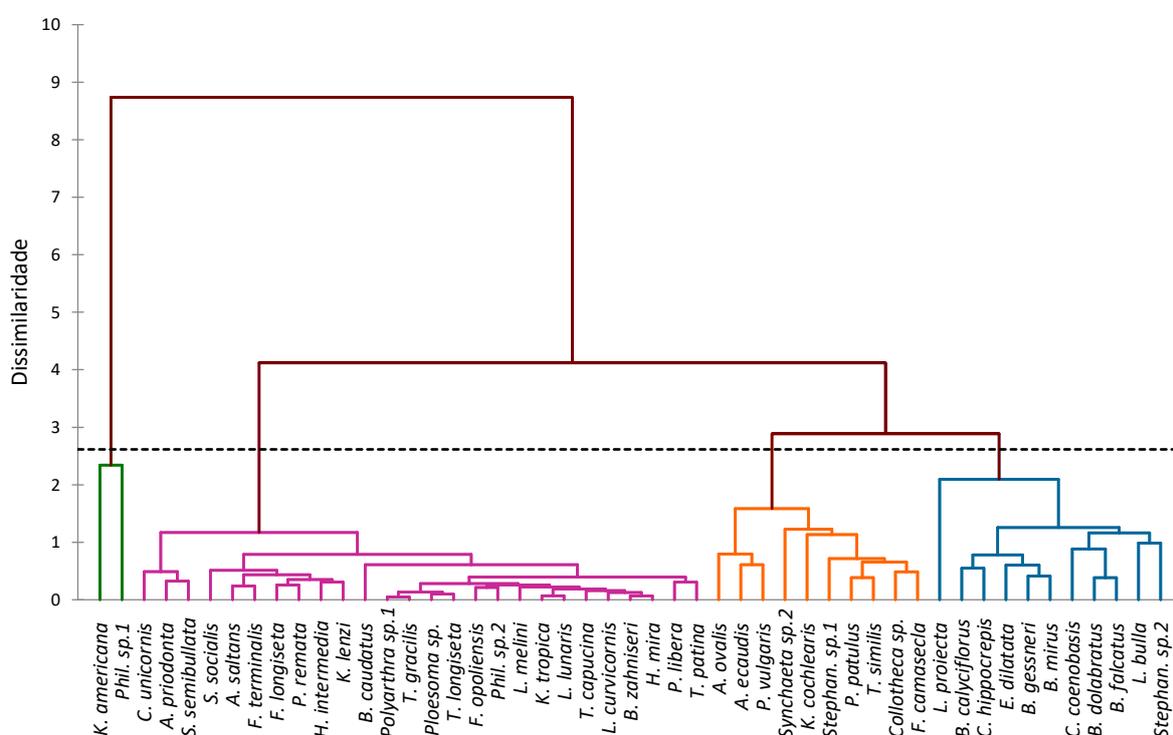


Fig. 4 Análise hierárquica aglomerativa (*cluster*) em modo R com base na densidade (org. m^{-3}) de espécies de rotíferos nos quatro períodos hidrológicos na região da UHE Tucuruí durante o ano de 2015.

Os resultados do agrupamento de amostras com base na densidade (modo Q) nos quatro períodos hidrológicos (Fig. 5). Observou-se a formação de três grupos, o primeiro (da esquerda para a direita) foi formado por 23 amostras, 14 do período chuvoso e 9 do período transicional 1, caracterizando este agrupamento com amostras de períodos mais chuvosos. Em geral o primeiro agrupamento reuniu mais amostras da região a montante (11) seguida por amostras da região a jusante (7) e do lago (5). O segundo grupo foi formado por 17 amostras, 11 do período seco, 4 do período transicional 1 e do período transicional 2, caracterizando este grupo como predominantemente de períodos menos chuvosos. Em geral, apresentou heterogeneidade

espacial, com 6 amostras a montante, 6 no lago e 5 a jusante. O terceiro grupo foi formado por 23 amostras, 14 do período transicional 2, 4 do seco, 3 do transicional 1 e 2 do período chuvoso, caracterizando o grupo como dominado por amostras do período transicional menos chuvoso. O terceiro agrupamento reuniu amostras principalmente da região a montante (14), seguida por amostras do lago (5) e da jusante (4) e foi dominado por amostras do período transicional 2 (14 das 23 amostras).

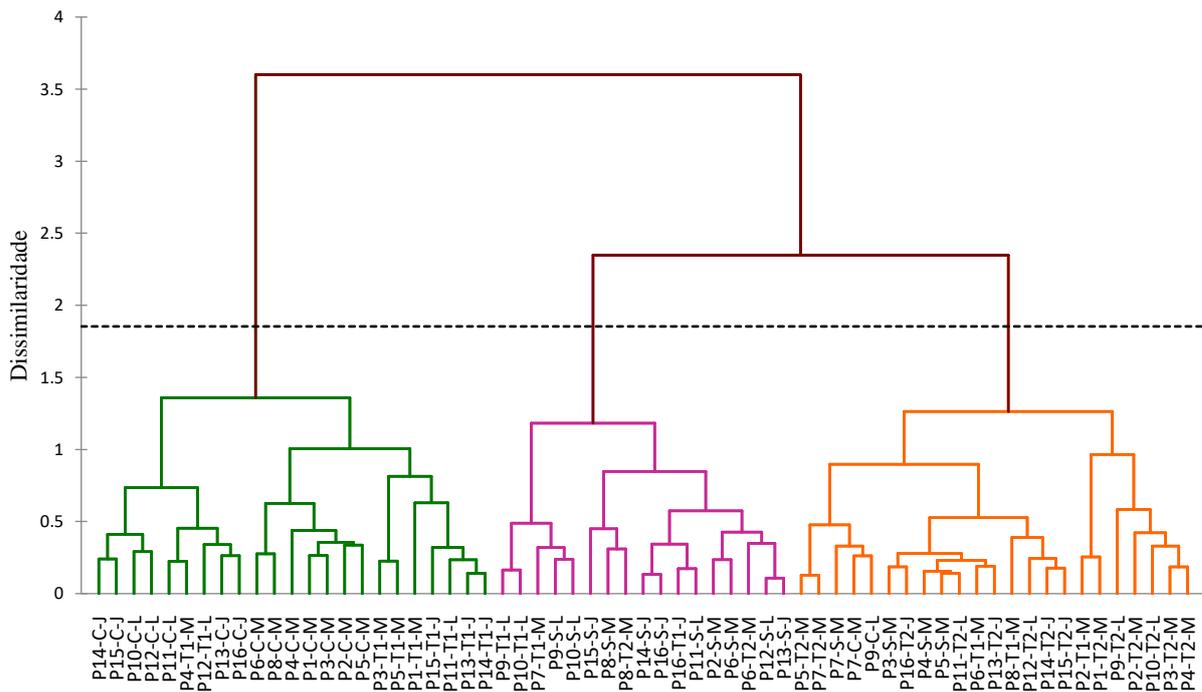


Fig. 5 Análise hierárquica aglomerativa (*cluster*) em modo Q com base na densidade de rotíferos (org. m⁻³) das amostras nos quatro períodos hidrológicos na região da UHE Tucuruí durante o ano de 2015. C: chuvoso; T1: transicional 1; T2: transicional 2; S: seco; J: jusante; L: lago e M: montante.

Estimativa da Biomassa de rotíferos

As espécies, *Brachionus calyciflorus* (0,707 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *Trichocerca similis* (0,493 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *Euchlanis dilatata* (0,362 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *Polyarthra vulgaris* (0,361 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *Sinantherina socialis* (0,313 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) e Philodinidae sp.1 (0,313 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) contribuíram com os maiores valores de biomassa durante o período chuvoso. As espécies Philodinidae sp.1 (0,379 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *S. socialis* (0,343 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *Brachionus falcatus* (0,322 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *Plationus patulus* (0,228 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *Asplanchna priodonta* (0,177 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) e *E. dilatata* (0,139 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) contribuíram com os maiores valores de biomassa durante o período seco. As espécies que mais contribuíram para a biomassa no compartimento montante foram *B. calyciflorus* (0,707 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *E. dilatata* (0,198 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) e *P. vulgaris* (0,191 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$). No lago foram *S. socialis* (0,167 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *E. dilatata* (0,164 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) e *T. similis* (0,143 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$). Na jusante foram *T. similis* (0,163 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$), *P. vulgaris* (0,140 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) e Philodinidae sp.1 (0,139 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$).

A biomassa média foi maior durante o período chuvoso ($0,387 \pm 0,279 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$) e menor no período seco ($0,2 \pm 0,106 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$). Em relação aos compartimentos, a montante durante o período chuvoso foi observada a maior média $0,468 \pm 0,371 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$, diminuindo no período seco ($0,184 \pm 0,08 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$). Na região do lago, durante o período chuvoso, a média e desvio padrão foram de $0,417 \pm 0,321 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$, sendo menor no período seco $0,274 \pm 0,179 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$. No compartimento a jusante durante o período chuvoso a média e desvio padrão foi de $0,265 \pm 0,038 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$, sendo maior que o período seco ($0,165 \pm 0,046 \mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$). Em geral, o período chuvoso apresentou maior valor de biomassa em relação ao período seco em todos os compartimentos, exceto nos pontos amostrais a montante P2 e no lago P10, os quais apresentaram maior valor no período seco (Fig. 6). A Análise de variância (ANOVA) mostrou que a única diferença significativa foi entre o compartimento montante nos períodos chuvoso e seco ($p = 0,04$; $F = 4,49$).

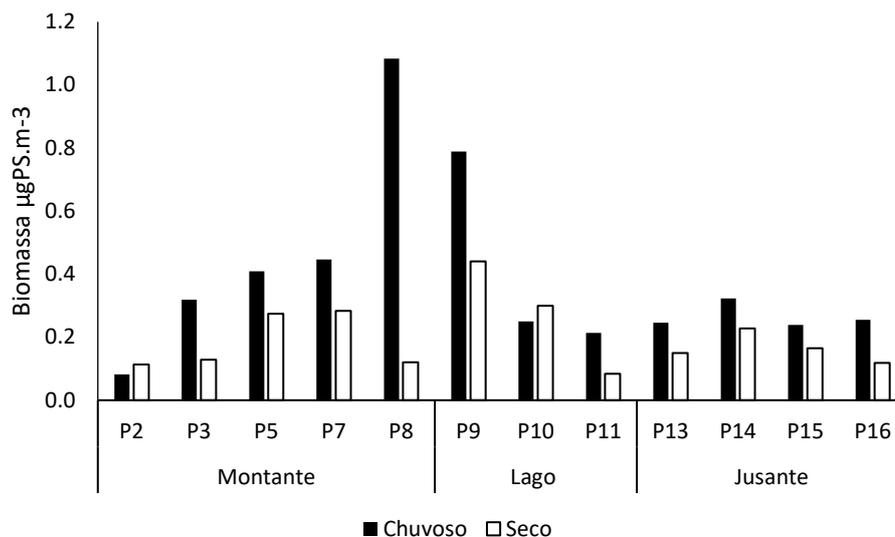


Fig. 6 Biomassa total $\mu\text{gPS.m}^{-3}$ da comunidade de rotíferos nos três compartimentos da UHE Tucuruí e regiões adjacentes, durante o período chuvoso (março) e seco (junho) de 2015.

Análise de Componentes Principais (ACP)

Foram utilizadas 10 variáveis ambientais coletadas nos diferentes períodos hidrológicos. A porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes foi de 51,9% (Fig. 7). As variáveis que melhor explicaram o componente 1, com 27,5% foram profundidade da zona eufótica, concentração de Cloreto, concentração de clorofila-*a*, IET e turbidez. No componente 2, com 24,4% foram observadas as variáveis pH, temperatura da água, Oxigênio dissolvido, Nitrato e tempo de residência.

Maiores valores das variáveis Oxigênio dissolvido, tempo de residência e turbidez estiveram relacionadas ao período chuvoso, nos compartimentos lago e montante, enquanto que os menores valores da zona eufótica foram relacionados a estes compartimentos e período. Maiores valores das variáveis índice de estado trófico, concentração de clorofila-*a*, concentração de íons Cloreto e pH estiveram relacionados aos períodos transicionais 1 e 2, principalmente no compartimento montante. A profundidade da zona eufótica foi relacionada principalmente ao período seco, contudo também houve relação com os períodos transicionais 1 e 2, estando principalmente relacionada ao compartimento jusante. Baixa concentração de Nitrato correspondeu ao período chuvoso, principalmente na jusante.

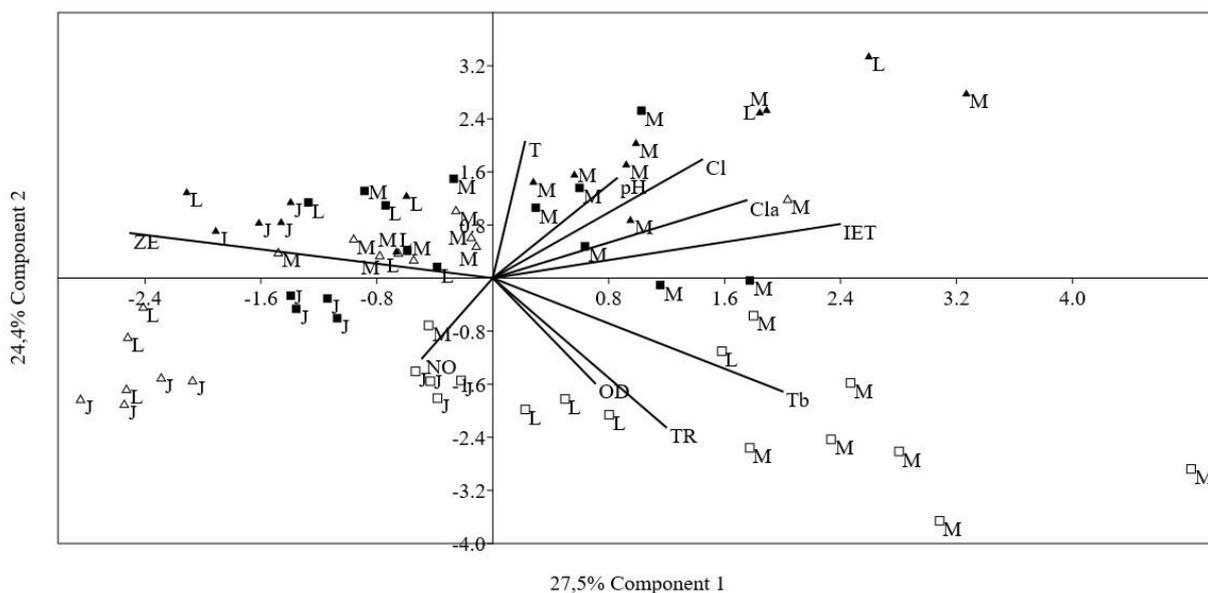


Fig. 7 Análise de Componentes Principais (ACP) com base nas variáveis ambientais coletadas na região da UHE Tucuruí situada em um trecho do Rio Tocantins-Araguaia, durante o ano de 2015, Períodos: chuvoso (quadrado vazio), transicional 1 (quadrado preenchido), seco (triângulo vazio), transicional 2 (triângulo preenchido), Compartimentos: montante (M), lago (L), jusante (J), Variáveis ambientais: temperatura da água (T), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Tb), clorofila-a (Cla), índice de estado trófico (IET), cloreto (Cl), nitrato (NO), zona eufótica (ZE), tempo de residência (TR).

Análise Canônica de Correspondência (ACC)

A análise de correspondência canônica baseada na densidade de rotíferos apresentou porcentagem total explicada pelos dois eixos principais de 79,2% (Fig. 8 A B). O primeiro eixo da ordenação *triplot* apresentou 57,7% ($p = 0,04$) e evidenciou maior relação com as variáveis concentração de Cloreto, Nitrato, Oxigênio dissolvido, tempo de residência e profundidade da zona eufótica. As variáveis Nitrato, Oxigênio dissolvido e tempo de residência estiveram melhor correlacionadas no período transicional 1 e chuvoso com as seguintes espécies: *Brachionus calyciflorus*, *B. zahniseri*, *Filinia camasecla*, *F. terminalis*, *Herxarthra mira*, *H. intermedia*, *Keratella americana*, *K. lenzi*, *Lecane bulla*, *Philodinidae* sp.1, *Plationus patulus*, *Polyarthra* sp.1, *Sinantherina socialis*, *Stephanoceros* sp.2, *Trichocerca gracilis*. Embora também tenham relação nos períodos transicional 2 e seco, mas com menor correspondência. Estas espécies tiveram baixa influência da concentração de Cloreto, índice de estado trófico e concentração de clorofila-a. A profundidade da zona eufótica teve relação, no período chuvoso

na região do lago e montante, com as espécies *Anuraeopsis fissa*, *Ascomorpha ecaudis*, *A. ovalis*, *A. saltans*, *Asplanchna priodonta*, *Collotheca* sp., *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis*, *K. tropica*, *Lecane curvicornis*, *L. lunares*, *L. melini*, Philodinidae sp.2, *Ploesoma* sp., *P. remata*, *P. vulgaris*, *P. libera*, *S. semibullata*, *Stephanoceros* sp.1, *Synchaeta* sp.1, *Testudinella patina*, *T. capucina* e *T. longiseta*. Estas espécies estiveram associadas a baixos valores de Cloreto, IET e concentração de clorofila-*a*. A variável Cloreto esteve fortemente associada, principalmente no compartimento montante e período seco, mas também nos demais compartimentos e períodos, com a espécie *Lecane proiecta*.

O eixo 2 da ordenação *triplot* correspondeu a 22,5% de explicabilidade ($p = 0,003$) e evidenciou maior relação com as variáveis concentração de clorofila-*a*, IET e temperatura da água em amostras do período transicional 2 no compartimento montante, com as espécies *Brachionus gessneri*, *B. mirus* e *Euchlanis dilatata*. Estas espécies estiveram associadas a baixos valores de tempo de residência e zona eufótica. A temperatura da água foi a variável que apresentou menor correspondência com a distribuição das espécies.

A porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes na ACC da biomassa de rotíferos foi de 56,2% (Fig. 9). O primeiro eixo da ordenação *triplot* apresentou 32,9% de explicação ($p = 0,015$) e mostrou que altos valores de clorofila-*a*, IET, Nitrato e Oxigênio dissolvido corresponderam as espécies *Euchlanis dilatata*, *Brachionus calyciflorus* e *Filinia longiseta*, enquanto corresponderam a valores baixos da profundidade da zona eufótica. As espécies *Ascomorpha ovalis*, *Conochilus coenobasis*, *C. hippocrepis*, *Collotheca* sp., *Filinia opoliensis*, *K. americana*, *K. cochlearis*, Philodinidae sp.1 e *Trichocerca similis* corresponderam a baixos valores de clorofila-*a*, IET, nitrato e oxigênio dissolvido e apresentaram maior relação com o período chuvoso e o compartimento jusante.

O segundo eixo da ordenação *triplot* apresentou 23,3% de explicabilidade ($p = 0,003$) e mostrou que valores altos de zona eufótica e baixos de tempo de residência, principalmente no período seco e nos compartimentos lago e montante, corresponderam as espécies *Ascomorpha saltans*, *Asplanchna priodonta*, *Brachionus falcatus*, *Conochilus unicornis*, *Lecane proiecta*, *Sinantherina semibullata*, *S. socialis*, *Stephanoceros* sp.1, *Stephanoceros* sp.2. Maiores valores de tempo de residência e menores de zona eufótica estiveram relacionados principalmente ao período chuvoso, no compartimento montante, e estiveram associadas as espécies *Ascomorpha ecaudis*, *Bdelloida* sp.1, *Filinia camasecla*, *Keratella lenzi*, *Plationus patulus*, *Polyarthra vulgaris*, *Philodinidae* sp.2, *Ploesoma* sp., *Synchaeta* sp.2, *Testudinella gracilis* e *Trichocerca longiseta*.

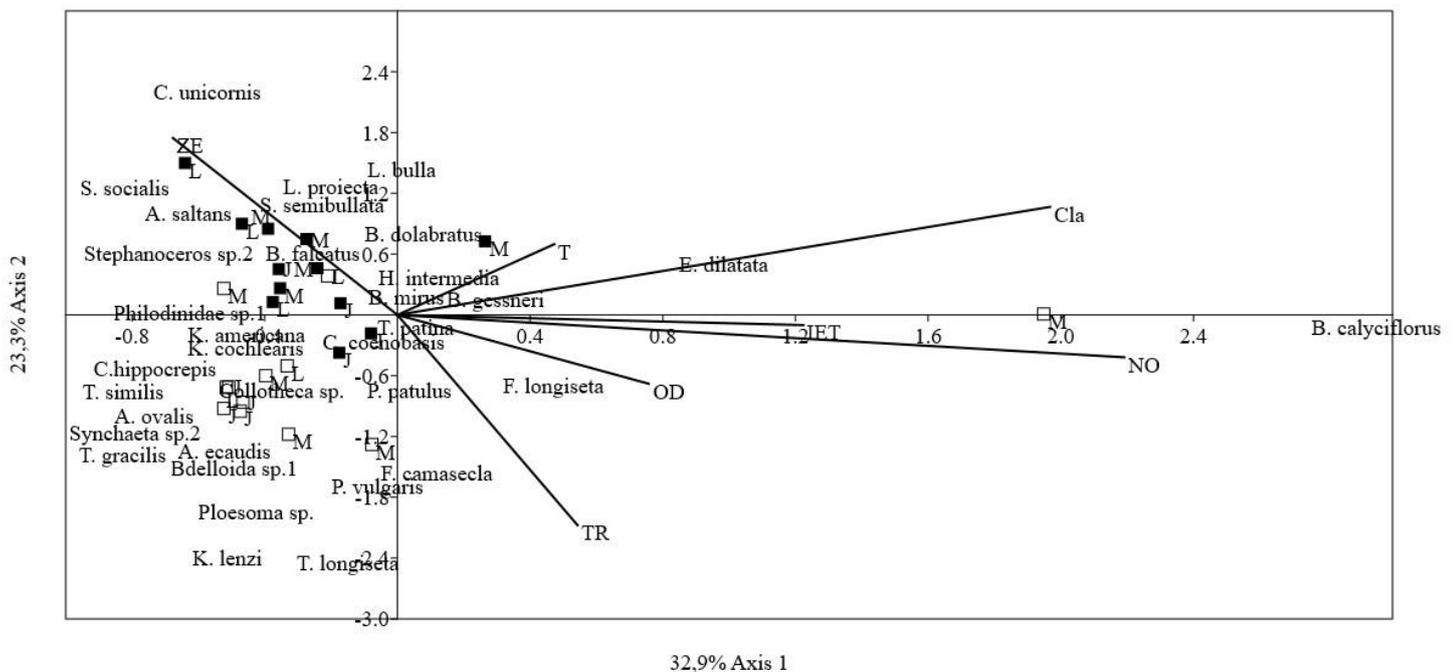


Fig. 9 Diagrama de ordenação CCA com base na biomassa ($\mu\text{gPS.m}^{-3}$) de rotíferos nos períodos de coleta e compartimentos da UHE Tucuruí, no ano de 2015. Períodos: chuvoso (quadrado vazio), transicional 1 (quadrado preenchido), seco (triângulo vazio), transicional 2 (triângulo preenchido). Compartimentos: montante (M), lago (L), jusante (J). Varáveis: Temperatura da água – T, Oxigênio dissolvido – OD, turbidez – Tb, clorofila-a – Cla, índice de estado trófico - IET, Cloreto - Cl-, profundidade da zona eufótica - ZE.

Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA)

A PERMANOVA foi realizada para testar a diferença da biomassa de rotíferos (entre os períodos chuvoso e seco ($p = 0,001$), e similaridade entre os compartimentos, não havendo relação entre os períodos e compartimentos. A PERMANOVA, realizada com a matriz de densidade (org. m^{-3}) mostrou diferenças significativas entre períodos e compartimentos ($p = 0,001$) e na relação período vs compartimento ($p = 0,008$) (Tabela 4).

A comparação entre os pares mostrou que no período chuvoso houve diferença entre todos os compartimentos ($p \leq 0,02$). No período transicional 1, o compartimento jusante foi diferente dos compartimentos lago e montante ($p \leq 0,03$), os quais foram semelhantes. Já no período seco, não houve diferenças significativas entre os compartimentos ($p > 0,05$). Semelhante ao primeiro período transicional, o transicional 2 apresentou diferença no compartimento jusante em relação ao lago e montante ($p \leq 0,02$), que foram semelhantes neste período.

O compartimento montante foi diferente entre todos os períodos amostrais ($p \leq 0,01$). O compartimento lago apresentou diferença entre o período chuvoso e os demais períodos ($p \leq 0,04$). Os períodos transicionais 1 e 2 apresentaram similaridade com o período seco. O compartimento jusante também foi diferente entre todos os períodos amostrais ($p \leq 0,033$).

Espécies indicadoras

Através do teste IndVal, as espécies *Brachionus caudatus*, *B. dolabratus*, *B. gessneri*, *Conochilus coenobasis*, *Filinia terminalis*, *Hexarthra intermedia*, *Keratella americana* e *Trichocerca capucina* foram indicadoras do compartimento montante ($p \leq 0,03$). As espécies *Asplanchna priodonta*, *Conochilus hippocrepis*, *Ptygura libera* e *Stephanoceros* sp.2 foram típicas do compartimento lago ($p \leq 0,03$), enquanto o compartimento jusante não apresentou espécies indicadoras (Tabela 5).

Tabela 4 Resultados da análise permutacional de variância (PERMANOVA) das diferenças na abundância total e biomassa entre os tratamentos. Compartimentos (Co): Montante (M), lago (L), jusante (J). Períodos (Pe): chuvoso (C), transicional 1 (T1), seco (S), transicional 2 (T2). Negrito: diferenças significativas.

Biomassa	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)			
Compartimento	2	389.51	194.76	1.54	0.112			
Período	1	573.38	573.38	4.5338	0.001			
CoxPe	2	273.23	136.62	1.0802	0.404			
Resíduo	18	2276.4	126.47					
Total	23	3523.5						
Densidade	df	SS	MS	Pseudo-F	p (perm)			
Compartimento	2	8779.8	4389.9	4.0658	0.001			
Período	3	20496	6832.1	6.3277	0.001			
CoxPe	6	8949	1491.5	1.3814	0.008			
Resíduo	52	56145	1079.7					
Total	63	95347						
Teste de pares	Chuvoso		Trans.1		Seco		Trans.2	
	t	p	t	p	t	p	t	p
MxL	1.5624	0.008	1.1128	0.264	1.0041	0.471	0.94579	0.537
MxJ	1.7425	0.002	1.7592	0.006	1.3234	0.064	1.9706	0.002
LxJ	1.5373	0.029	1.5544	0.033	1.2037	0.228	1.8148	0.026
	Montante		Lago		Jusante			
CxT1	1.9274	0.002	1.4228	0.035	2.4868	0.029		
CxS	2.0147	0.001	1.6881	0.028	2.2812	0.026		
CxT2	2.212	0.002	1.5232	0.037	3.1001	0.022		
T1xS	1.419	0.006	1.3581	0.097	2.2279	0.033		
T1xT2	1.6204	0.003	1.7752	0.023	2.6742	0.033		
SxT2	1.3723	0.013	1.4162	0.072	1.9423	0.025		

As espécies *Ascomorpha ecaudis*, *A. ovalis*, *A. saltans*, *Filinia camasecla*, *F. longiseta*, *Hexarthra intermedia*, *Keratella cochlearis*, *K. lenzi*, *K. tropica*, *Lecane lunares*, *L. mira*, *Notholca* sp., *Ploesoma* sp., *Polyarthra* sp.1, *P. vulgaris*, *Sinantherina socialis*, *Synchaeta pectinata*, *Trichocerca gracilis*, *T. longiseta* e *T. similis* foram indicadoras do período chuvoso, Enquanto que *Asplanchna priodonta*, *Brachionus falcatus*, *Cephalodella* sp., *Sinantherina semibullata*, *Stephanoceros* sp.1, *Trichocerca capucina* foram indicadoras do período transicional 1 (Tabela 5). A espécie *Mytilina* sp.1 foi indicadora do período seco e as espécies *Euchlanis dilatata*, *Lecane bulla* e *Brachionus dolabratus* do período transicional 2.

Tabela 5 Espécies indicadoras de rotíferos dos compartimentos (jusante, montante e lago) e dos quatro períodos amostrais, através do teste de Ind. Val.

Compartimentos			Montante			Continuação		
Espécies	IndVal	p	Espécies	IndVal	p			
<i>Brachionus caudatus</i>	46,9	0,0005	<i>Keratella tropica</i>	30	0,0076			
<i>B. dolabratus</i>	41,7	0,0282	<i>Lecane lunaris</i>	39,1	0,0006			
<i>B. gessneri</i>	52,4	0,002	<i>L. mira</i>	21,1	0,0137			
<i>Conochilus coenobasis</i>	40,4	0,0252	<i>Notholca sp.</i>	25	0,013			
<i>Filinia terminalis</i>	39,8	0,0093	<i>Ploesoma sp.</i>	62,6	0,0001			
<i>Hexarthra intermedia</i>	39,5	0,0283	<i>Polyarthra sp.1</i>	32,8	0,0027			
<i>Keratella americana</i>	41,5	0,0305	<i>P. vulgaris</i>	58,9	0,0001			
<i>Trichocerca capucina</i>	24,2	0,0373	<i>Sinanotherina socialis</i>	42,7	0,0006			
Lago			<i>Synchaeta pectinata</i>	31,2	0,0031			
<i>Asplanchna priodonta</i>	38,5	0,0146	<i>Trichocerca gracilis</i>	26,5	0,0138			
<i>Conochilus hippocrepis</i>	40,6	0,0031	<i>T. longiseta</i>	52	0,0002			
<i>Ptygura libera</i>	42,6	0,005	<i>T. similis</i>	36,9	0,0027			
<i>Stephanoceros sp.2</i>	30,2	0,0307	Trans. 1					
Jusante			<i>Asplanchna priodonta</i>	33,3	0,0173			
X			<i>Brachionus falcatus</i>	36,5	0,0091			
Períodos			<i>Cephalodella sp.</i>	31,2	0,0025			
Chuvoso			<i>Sinanotherina semibullata</i>	31,1	0,0207			
Espécies	IndVal	p	<i>Stephanoceros sp.1</i>	45	0,0006			
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	60,3	0,0001	<i>Trichocerca capucina</i>	23,6	0,0286			
<i>A. ovalis</i>	44,5	0,0008	Seco					
<i>A. saltans</i>	34,3	0,0092	<i>Mytilina sp.1</i>	20	0,0136			
<i>Filinia camasecla</i>	47,8	0,0002	Trans. 2					
<i>F. longiseta</i>	36,9	0,0062	<i>Euchlanis dilatata</i>	42,9	0,0063			
<i>Hexarthra intermedia</i>	46,6	0,0004	<i>Lecane bulla</i>	35,6	0,0066			
<i>Keratella cochlearis</i>	44,6	0,0001	<i>Brachionus dolabratus</i>	36,2	0,0137			
<i>K. lenzi</i>	51	0,0001						

Discussão

O ambiente físico

A Amazônia é caracterizada por uma marcante sazonalidade no regime pluviométrico, com pico do período de alta pluviosidade de fevereiro a maio e de baixa pluviosidade de junho a outubro, apresentando valores intermediários nos demais meses. As fontes de umidade para bacia amazônica estão localizadas no Oceano Atlântico Tropical Norte e Sul, o transporte de umidade que alimenta a bacia ocorre de leste para oeste durante todas as estações do ano e a reciclagem de precipitação, por meio da evapotranspiração, é estimada em cerca de 33% no período chuvoso e apresenta valores menores na estação seca (Satyamurty et al., 2013).

Os maiores volumes de chuvas durante os períodos mais chuvosos proporcionam ambientes favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos, e um aumento na produção primária aquática, uma vez que os solos tendem a ficar encharcados e o transporte de nutrientes e outras substâncias ocorre naturalmente pelo processo de lixiviação (Costa et al., 2016b). Em períodos secos ou com pouca chuva, esses nutrientes resultantes dos processos de lixiviação diminuem, junto com a diminuição do volume de água dos rios (Melão, 1999). Como consequência a entrada de nutrientes pode ser menor durante os períodos mais secos. Contudo, em reservatórios como o de Tucurí, outros fatores são importantes para entender a dinâmica de entrada e saída de nutrientes, como os mecanismos retenção das águas para produção de energia durante períodos menos chuvosos.

O tempo de residência é controlado para que em períodos de menor precipitação pluviométrica o funcionamento da usina mantenha níveis aceitáveis de produção de energia elétrica. Assim, durante a primeira parte do ano, o tempo de residência da água no lago é menor e provavelmente há efeitos em toda área de influência a montante e durante a segunda metade do ano, quando as chuvas diminuem o tempo de residência da água aumenta. A vazão turbinada é alta durante o período chuvoso para controlar o nível do reservatório e tende a diminuir durante o período seco, exceto no ápice desse período, novamente para manter a produção de energia, sendo o tempo de residência da água turbinada muito inferior ao do reservatório, obviamente por percorrer rio abaixo no compartimento jusante.

O tempo de residência dos reservatórios é um importante fator que rege a exportação ou retenção de materiais em suspensão e nutrientes (Straskraba & Tundisi, 2013). Em Tucuruí, o tempo de residência médio da água é de 51 dias, entretanto nas regiões marginais pode ser superior a 130 dias (ELETRONORTE, 1989). Altos valores de tempo de residência, como o

encontrado no presente estudo e no reservatório de Furnas/MG (160 dias) (Negreiros et al, 2010) geram uma menor circulação da água o que leva a estratificação vertical. Quanto maior o tempo de residência, maior são as chances de espécies planctônicas se reproduzirem, uma vez que apresentam altas taxas de crescimento populacional em ambientes lênticos (Marzolf, 1990).

Estudo desenvolvido por Baranyi et al. (2002) mostraram que a biomassa do zooplâncton aumenta com o tempo de residência da água em lagos temperados, e depois tende a se estabilizar. No entanto, encontramos resultado oposto, onde a biomassa foi maior quando o tempo de residência foi menor. É importante ressaltar que mesmo os menores valores de tempo de residência encontrados neste estudo foram maiores do que a média registrada para o reservatório de Tucuruí e que o reservatório deve apresentar estabilidade, tendo em vista a idade do mesmo. Provavelmente a influência positiva do período hidrológico sob variáveis como a concentração de clorofila-*a* e nutrientes, que por sua vez foram associadas a altos valores de biomassa, indicam uma resposta a esta controversia

Maiores valores das variáveis IET, turbidez e clorofila-*a* estiveram associados ao compartimento lago e montante, durante o período chuvoso e provavelmente influenciaram a ocorrência dos maiores valores de riqueza, diversidade, densidade e biomassa neste período. Durante o período seco, houve baixa redução da concentração de nutrientes em relação ao período chuvoso para os compartimentos lago e montante. A variação de nutrientes entre esses períodos é baixa provavelmente pelo maior tempo de residência no período seco e a proximidade do lago e montante de entradas de nutrientes de proveniência antrópica (Navarro & Modenutti, 2012), uma vez que grandes municípios, sem tratamento de esgoto, estão situados na área de influência da UHE Tucuruí (Juras et al., 2004).

As águas de reservatórios amazônicos são geralmente ricas em nutrientes, contudo a baixa variação desses nutrientes dentro do período hidrológico provavelmente foi balanceada pela maior conectividade dos rios com o reservatório e entrada de nutrientes por lixiviação no período chuvoso e a manutenção desses nutrientes no período seco devido ao confinamento das águas, atestado pelo superior tempo de residência. Ainda, o maior tempo de residência e profundidade registrados à montante e no lago são fatores que podem ter contribuído para o maior índice de estado trófico nestes compartimentos, que caracterizou esses compartimentos como eutróficos. Já a região à jusante, mesmo com grandes municípios, como o de Tucuruí, provavelmente sofreu menor influência de aportes antrópicos por ter característica lótica

evitando o enriquecimento da água e, portanto, menor grau de trofia em relação aos demais compartimentos, em ambos os períodos hidrológicos, o que o caracterizou como predominantemente mesotrófico.

Variabilidade da comunidade de rotíferos: biomassa e espécies indicadoras

São 40 anos desde as modificações no rio Tocantins-Araguaia para a construção da barragem do reservatório da UHE Tucuruí. Geralmente, os ambientes represados apresentam condições favoráveis para o desenvolvimento das comunidades zooplanctônicas (Rocha et al., 1999), embora alterações em sua composição e densidade possam ocorrer (Bonecker et al., 2007). Os rotíferos são populações naturais desses ambientes, contudo são organismos que apresentam boa adaptação a ambientes modificados (Dabés, 1995). Na região amazônica, rotíferos geralmente apresentam elevada riqueza e abundância em ambientes naturais e modificados (e.g. Tundisi, 2006; Bessa et al. 2011, Brito et al., 2015; Matsumura-Tundisi et al., 2015, este trabalho).

Dois estudos publicados e um relatório apresentado pela Eletronorte, empresa responsável pela operação da usina, são os principais documentos acerca de comunidades zooplanctônicas na região da UHE Tucuruí. O estudo mais antigo com amostras de 1988 foi realizado por Espíndola et al. (2000) que investigou a heterogeneidade da comunidade zooplanctônica em três compartimentos próximos a barragem, a qual neste estudo correspondem ao compartimento lago. O relatório da Eletronorte apresentou análises quantitativas e qualitativas acerca da comunidade fito- e zooplanctônica em períodos variados entre os anos de 1991 e 1999 (ELETRONORTE, 2007). O estudo mais recente foi realizado por Bezerra et al. (2015) que investigou a variação temporal e espacial entre os compartimentos aqui descritos, com ênfase na comunidade de rotíferos nos anos de 2010 e 2011.

Espíndola et al. (2000) registraram apenas 34 espécies provavelmente por estudar uma área menor, enquanto que O relatório da Eletronorte é o estudo com maior número de espécies de rotíferos (88), consequência da maior série temporal já realizada na região. Bezerra et al. (2015) registrou 82 espécies, porém este estudo utilizou de identificação em nível subespecífico, mas sem verificar a validade de todas as subespécies, sobrestimando o número real de táxons. Como exemplo, os autores citam três subespécies para *Brachionus mirus*: *B. mirus angustus*, *B. mirus reductus* e *B. mirus voigti*, entretanto todos esses táxons correspondem a formas juvenis de *B. mirus* (Koste, 1978; Jersabeck & Lensen, 2013) e são

inválidos. Para diminuir erros associado a identificação, o nível de subespécie não foi utilizado neste estudo.

No estudo de Espíndola et al. (2000) as amostragens foram realizadas apenas na região do reservatório, um fator que pode explicar o menor valor de riqueza, enquanto que neste estudo e em Bezerra et al. (2015) os pontos amostrais foram divididos em diversos compartimentos, havendo sobreposição das estações de coleta. Em reservatórios tropicais podem ocorrer até 210 espécies de Rotifera (Dumont & Segers, 1996) e os valores podem variar de acordo com a integridade ecológica do sistema, número de estações e amostras analisadas e a heterogeneidade dos ambientes. Em geral, a riqueza aqui reportada esteve dentro da amplitude encontrada em outros reservatórios (Aoyagui et al., 2004; Pedrozo et al., 2012).

As espécies *Keratella americana* e *Philodinidae* sp.1 foram mais representativas neste estudo, com elevada ocorrência e densidade, resultado semelhante ao de Bezerra et al. (2015) (caso *Rotaria* sp. corresponda a *Philodinidae* sp.1) e parecido com Espíndola et al. (2000) somente para *K. americana*. Este último não encontrou alta diversidade do gênero *Lecane* e a espécie *K. cochlearis* como descrito aqui e em Bezerra et al. (2015). Tais ausências podem estar associadas a sucessão de espécies da comunidade ao longo do tempo, ao menor esforço amostral e coletas apenas no compartimento lago. As divergências em relação a composição entre este estudo e de Bezerra et al. (2015) foram pouco representativas, exceto pela ausência de *Trichocerca similis*, espécie com alta frequência neste estudo.

A análise de espécies indicadoras (Ind. Val) revelou táxons indicadores dos períodos sazonais e dos compartimentos montante e lago e ausência de espécies indicadoras no compartimento jusante. Tal fato pode estar associado à mistura das águas do compartimento montante com as águas do lago, turbinadas até a jusante. Esta ideia é corroborada pelo maior número de espécies indicadoras no compartimento montante e menor no lago, mostrando maior influência da vazão natural a montante e do maior tempo de residência das águas que chegam ao lago, propiciando a mistura das águas. Já à jusante, o baixo tempo de residência da água turbinada pode ter contribuído para que não haja espécies significativamente características deste ambiente.

A quantidade de espécies indicadoras do período chuvoso e transicional 1 foi alta quando comparados aos períodos seco e transicional 2, indicando que o estado das águas mais altas nos dois primeiros períodos, dado pela maior pluviosidade e vazão natural, contribuiu para este resultado. Em períodos chuvosos os rotíferos foram associados a elevados valores de

riqueza e diversidade, causados pelo incremento de biota devido a maior conectividade fluvial no período de cheia (Casanova et al., 2009). O elevado número de ilhas, cerca de 1800 (CMB, 1999) e o aspecto dendrítico do reservatório e adjacências de Tucuruí favorecem elevada densidade de macrófitas (Bezerra et al., 2015) e o aumento da conectividade com rios adjacentes. Incrementos na comunidade de rotíferos de lagos estão associados ao aumento da quantidade e tamanho de macrófitas (Kuczynska-Kippen; Nagengast, 2006). Outro fator que permitiria uma melhor compreensão do sucesso dos rotíferos durante o período chuvoso está relacionado ao fato de que a alimentação seria favorecida pelo tamanho reduzido (<20 mm) de espécies fitoplanctônicas (Silva et al., 2001).

Os resultados aqui descritos indicam que as marcantes variações no regime hidrológico sazonal influenciaram a estrutura da comunidade. Os períodos com maior precipitação apresentaram maior riqueza, diversidade e densidade. No compartimento montante, tal fato foi evidente com diferença significativa da riqueza e diversidade entre período chuvoso com maiores valores e seco com menores valores. Casanova et al. (2009) observaram elevados valores de riqueza e diversidade em períodos chuvosos causados pela biota escoada devido à maior conectividade durante época de cheia. Entretanto, foi menos evidente no compartimento jusante, provavelmente devido à proximidade da usina e seus mecanismos de controle da água, sua característica lótica e menor grau de trofia. No ambiente lótico o maior fluxo de água influencia no tempo de permanência dos organismos e na reprodução *in situ*, desfavorecendo o desenvolvimento da comunidade planctônica (Paggi & José de Paggi, 1974; Lansac-Tôha et al., 1997).

O modo Q da análise de agrupamento dos períodos e compartimentos mostrou variação principalmente associada aos períodos hidrológicos, apresentando agrupamento de estações de coleta dos períodos estudados e grande variação das estações amostrais entre os compartimentos. O agrupamento das espécies (modo R) reforça tal resultado, uma vez que mostrou que os táxons *K. americana* e Philodinidae sp.1 com alta frequência de ocorrência estiveram associados a todos os períodos, táxons raros principalmente associados aos períodos chuvoso e transicional 2, táxons com valores médios de frequência de ocorrência também associados a períodos de maior precipitação pluviométrica e táxons do quarto grupo foram muito frequentes no período transicional 2, como as espécies de *Brachionus dolabratus* e *B. falcatus*.

Observações quanto a divisão entre características funcionais como hábito alimentar e tamanho dos organismos foram de difícil observação em todos os agrupamentos da análise de cluster. No entanto, as espécies do quarto agrupamento do cluster no (modo R) são de maior tamanho, como *Brachionus calyciflorus*, *B. falcatus* e *Euclhanis dilatata*, e são todas exclusivas de gêneros micrófagos como *Lecane*, *Brachionus* e *Conochilus*. Por serem de maior ocorrência no período intermediário mais chuvoso, este padrão pode estar relacionado a maior quantidade de partículas nesse período. Balkic et al. (2018) verificaram que durante períodos de cheia ocorreram espécies maiores, exibindo maior atividade de pastejo.

Em geral, a biomassa de rotíferos apresentou maiores valores durante o período de águas altas e prioritariamente nos compartimentos com características lênticas (lago e montante). Este resultado pode ter relação com a maior disponibilidade de alimentos como nanofitoplâncton e populações microbianas, por outro lado, por uma baixa pressão predatória, tanto de zooplâncton e larvas de crustáceos quanto de pequenos peixes (Ulloa, 2004). Tal hipótese é reforçada por maiores valores de IET durante os períodos mais chuvosos e nos compartimentos montante e lago. Os menores valores no período de águas mais baixas, principalmente no compartimento jusante de característica lótica deve estar associados, portanto, a menor oferta de alimentos (fitoplâncton e bacterioplâncton) e maior pressão de predação por zooplâncton (microcrustáceos), peixes e outros possíveis predadores. Mesmo que geralmente haja elevada densidade fitoplanctônica em períodos menos chuvosos, é comum que o fitoplâncton apresente maiores dimensões, dificultando a ingestão por espécies planctívoras (Borges et al., 2008).

A maior profundidade da zona eufótica esteve associada principalmente aos períodos seco e transicionais, sobretudo no compartimento jusante, mas também nos demais períodos e compartimentos. Os menores valores de turbidez, clorofila-*a* e o grau trófico do ambiente corroboraram com uma zona eufótica mais profunda pela diminuição do número de partículas na água. Geralmente, nessas condições de elevada profundidade da zona eufótica houve favorecimento para o desenvolvimento de espécies pertencentes a gêneros raptoriais como *Ascomorpha*, *Ploesoma*, *Polyarthra*, *Synchaeta*, *Collotheca* e *Trichocerca* (Obertegger et al., 2011).

A abundância e distribuição de espécies é governada por uma variedade de fatores físicos, químicos e biológicos que selecionam características funcionais específicas (Díaz et al., 2008). Neste estudo, as concentrações de Cloreto e clorofila-*a* foram associados a condições eutróficas, que por sua vez foram associadas principalmente aos períodos de maior precipitação

pluviométrica, indicando como consequência o aumento dos valores de biomassa e densidade nos compartimentos lago e montante que apresentaram tais características nesses períodos. As espécies associadas a essas características pertencem a gêneros micrófagos como *Brachionus*, *Euchlanis*, *Filinia* e *Lecane* (Obertegger et al., 2011; Costa et al., 2016b).

Registramos maiores valores de biomassa nos compartimentos montante e lago, ambos variaram de mesotróficos a eutróficos e apresentaram maiores valores de concentração de clorofila-*a* quando relacionados a jusante. Os rotíferos apresentaram geralmente valores mais elevados nas regiões transicional e lacustre e esses resultados foram significativamente relacionados às concentrações de clorofila-*a* (Bonecker et al., 2007)

A espécie *Brachionus calyciflorus* elevou fortemente os valores de biomassa da comunidade durante o período chuvoso, principalmente no compartimento montante. Mesmo não apresentando alta ocorrência, sua influência na biomassa se deu pelo tamanho expressivamente maior (aproximadamente 300 µm de comprimento e 200 µm de largura e altura) em relação as demais espécies mensuradas da comunidade. Esta espécie esteve associada a altos valores de clorofila-*a*, Nitrato e a alto grau de trofia. Ainda, populações de rotíferos foram associadas a clorofila-*a* no período chuvoso (Negreiros et al., 2010) e a ocorrência de *Brachionus* está relacionada às condições eutróficas da água (Sládecek, 1983).

Os rotíferos, mesmo que numericamente dominantes na comunidade zooplânctonica, apresentam baixa representatividade em termos de biomassa, quando comparados a microcrustáceos (Melão 1997; Matsumura-Tundisi et al., 1989). No entanto há registros onde a biomassa de rotíferos foi maior em relação aos demais grupos zooplânctônicos (Okano, 1994). Nossos objetivos não foram de comparar a proporção da biomassa entre rotíferos e microcrustáceos, porém é válido ressaltar a importância da mensuração aqui realizada. Os rotíferos são um importante elo entre produtores e consumidores nos ecossistemas aquáticos principalmente pelo seu curto ciclo de vida e abundância. Portanto espécies grandes como *Brachionus calyciflorus* e *Euchlanis dilatata* que apresentam elevados valores de biomassa e espécies pequenas com vasta distribuição e elevada abundância como *Keratella americana* e *Philodinidae* sp.1 provavelmente são componentes fundamentais na manutenção dos processos de interação da teia trófica aquática no ambiente estudado.

A comparação quantitativa dos índices ecológicos estudados não corroborou com nossa hipótese de que houve marcante variabilidade espacial por influência do reservatório. Com estes testes entre índices descritores, detectamos somente variações sazonais. Em estudo realizado

no reservatório de Tucuruí, a sazonalidade demonstrou influência sobre a estrutura da população de rotíferos enquanto a variação espacial foi pouco significativa (Espindola et al., 2000). Para verificar se nossa hipótese poderia ser aceita, realizamos a análise multivariada PERMANOVA, que agrega valor qualitativo, tanto da densidade quanto da biomassa. Tal análise foi eficiente e detectou variabilidade espacial significativa da densidade. Porém, a biomassa apresentou somente diferença entre os períodos..

Os compartimentos montante e lago foram diferentes entre si somente no período chuvoso. Provavelmente os agentes dessas diferenças são os mesmos aqui já citados, como maior conexão entre os dois ambientes quando as águas estão mais altas, associada ao pulso de inundação durante o período chuvoso, o que aumentam a área a montante e sua conectividade com os rios adjacentes. Montante e lago foram diferentes da em todos os períodos, exceto durante o período seco. A característica lótica da região a jusante, com diminuição das concentrações de nutrientes e partículas, além de sua natureza predominantemente oligotrófica, apresentando apenas em alguns pontos ou períodos grau mais elevado de trofia justifica tais diferenças. Contudo, durante o período seco, todos os compartimentos tendem a apresentar características ambientais relativamente semelhantes, devido a diminuição das águas e perda de conectividade com rios adjacentes, muitos desse sob condições eutroficas, justificando a ausência de diferenças significativas.

Os rotíferos apresentaram ampla variabilidade, embora mais relacionada a fatores temporais, do que espaciais. A comunidade de rotíferos mostrou-se uma importante ferramenta para o monitoramento ambiental, uma vez que padrões de variabilidade temporal, espacial e espécies indicadoras foram detectadas. No primeiro registro da biomassa de rotíferos na região amazônica, descobrimos que sua variabilidade é baixa nos diferentes ambientes formados pela construção do reservatório e que os fatores que regem o tamanho da comunidade nos diferentes períodos estão intimamente associados a marcante sazonalidade dos períodos hidrológicos da região amazônica. O período estudado provavelmente representa o final da fase intermediária de evolução do ecossistema para o reservatório de Tucuruí, onde as taxas de processos são elevadas, o que resultaria em incrementos na riqueza e densidade de organismos.

Agradecimentos

Agradecemos a ANEEL e ELETRONORTE pelo financiamento do projeto de pesquisa. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas do Pará pelo financiamento da bolsa de mestrado e aos laboratórios da UFPA, onde foram realizadas diversas etapas deste trabalho (LOB: Laboratório de Oceanografia Biológica e LAQUANAM: Laboratório de Química Analítica e Ambiental).

Referências

Agência Nacional de Águas (ANA), 2018. Sistema de acompanhamento de reservatórios. Plataforma SIN. Acesso em: 10/02/2018 <http://sar.ana.gov.br/MedicaoSin?dropDownListEstados=15&dropDownListReservatorios=19134&dataInicial=01%2F01%2F2015&dataFinal=31%2F12%2F2015&button=Buscar>

Ahrens, M. A. & R. H. Peter, 1991. Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 1967-1978.

Allan, J., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, Chicago 110: 165-180.

Almeida, R. & Régis M., 2003. Water without Dams Interstate Campaign against the Construction of Dams in the Araguaia–Tocantins Basin (Brazil).

Alves, I. C., M. El-Robrini, M. D. L. S. Santos, S. de Moura Monteiro, L. P. F. Barbosa & J. T. F. Guimarães 2011. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Acta Amazonica*, 42(1).

Aoyagui, A. S., & Bonecker, C. C., 2004. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia*, v. 522(1-3), p. 281-290.

Armengol, J. & F. Saab, 1990. Annual and longitudinal changes in the environmental conditions in three consecutive reservoirs of Guadiana river (W. Spain). *Advances in limnology* 33: 679-687.

Balkic, A. G., I. Terjnej & M. Spoljar, 2018. Hydrology driven changes in the rotifer trophic structure and implications for food web interactions. *Ecohydrology* 11: e1917.

Baranyi, C., T. Hein, C. Holarek, S. Keckeis & F. Schiemer, 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology* 42: 473-482.

Bessa, G. F., L. C. G. Vieira, L. M. Bini, D. F. D. Reis & P. B. D. Morais, 2011. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE-Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid Tocantins river, Tocantins State, Brazil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences* 33: 179-184.

Bezerra, M. F. C., B. A. SENA, J. E. Martinelli-Filho, L. Nakayama & O. M. Ohash, 2015. Composição e variabilidade da comunidade de rotifera em um reservatório tropical. *Boletim do Instituto de Pesca* 41: 493 – 506.

Bonecker, C. C., M. Y. NAGAE, M. C. M. Bletter, L. F. M. Velho & F. A. Lasnac-Tôha, 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia* 579: 115-123.

Borges, P. A. F., S. Train & L.C.Rodrigues, 2008. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 607: 63-74.

Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. Are view of some problems in zooplankton production studies? *Norwegian Jornal Zoology* 24: 419-456.

Bozelli, R. L. & V. L. M. Huszar, 2003. Comunidades fito e zooplanctônicas em tempo de avaliação. *Limnotemas* 3: 1-32.

Brito, S. A. C.; M. Camargo, N. F. A. C. Melo & R. A. Estupiña, 2015. A checklist for the zooplankton of the Middle Xingu – an Amazon River system. *Brazilian Journal of Biology* 75: S55-S64.

Casanova, S. M. C., E. A. Panarelli & R. Henry, 2009. Rotifer abundance, biomass, and secondary production after the recovery of hydrologic connectivity between a river and two marginal lakes (São Paulo, Brazil). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 39: 292-301.

Centrais Elétricas do Norte do Brasil (ELETRONORTE), 2007. Relatório de responsabilidade socioambiental. Brasília: Eletronorte.

Centrais Elétricas do Norte do Brasil, S/A (ELETRONORTE), 1989. Plano de utilização do reservatório: a pesca nas áreas de influência local e a jusante – caracterização preliminar (TUC 10-26443). Brasília. 124p, (Relatório).

Clarke, K. R. & R. N. Gorley, 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

Comissão Mundial de Barragens (CMB). Estudo de caso da Usina Hidrelétrica de Tucuruí (Brasil): relatório final da fase de escopo. Rio de Janeiro, 80 p. 1999.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 1988. Guia de coleta e preservação de amostras de água.

Costa, B. N. S., S. C. C. Pinheiro, L. L. Amado & M. De Oliveira Lima, 2016a. Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Ecological Indicators* 61: 526-545.

Costa, B. N. S.; S. C. C. Pinheiro, M. De Oliveira Lima & L. L. Amado, 2016b. Microzooplankton as a indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. *Ecological Indicators* 66: 220-229.

Dabés, M. B. G. S., 1995. Composição e descrição do zooplâncton de 5 (cinco) lagoas marginais do Rio São Francisco, Pirapora/ Três Marias/ Minas Gerais/ Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 831-845.

Díaz, A. M., M. L. Suarez Alonso & M. R. Vidal-Abarca Gutierrez, 2008. Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology* 53:1–21.

Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs* 67: 345-366.

Dumont, H. J. & H. Segers, 1996. Estimating lacustrine zooplankton species richness and complementarity. *Hydrobiologia* 341:125-132.

Eletrobrás and Eletronorte, 1986. White Paper on the Environment in Tucuruí Hydroelectric Plant, 1st ed. Eletrobrás and Eletronorte, Brasilia-DF, p. 191.

Espíndola, E. L. G., T. Matsumura-Tundisi, A. C. Rietzler & J. G. Tundisi, 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia* 60: 179-194.

Fontaneto, D. & W. H. De Smet, 2015. Rotifera, chapter 4. In Schmidt-Rhaesa, A. (ed), Handbook of Zoology: Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera, Gastrotricha and Gnathifera De Gruyter, Berlin 3: 217–300.

Frontier, S., 1981. Diseño de muestros. In: Boltovskoy, D. (ed.) Atlas del zooplancton de Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. INIDEP, Mar del Plata, p.103-108.

Garraffoni, A. R. S. & A. P. Lourenço, 2012. Synthesis of Brazilian Rotifera: An updated list of species. Check List 8: 375-407.

Garraffoni, A. R. S. & A. P. Lourenço, 2012. Synthesis of Brazilian Rotifera: An updated list of species. Checklist 8: 375-407.

GROSS, M. G., 1971. Carbon determination. In: CARVER, R. E. (ed.) Procedure in sedimentary petrology. New York: Wiley-Interscience, Cap. 25, p. 573-596.

Hammer, Ø.; D. A. T. Harper, P. D. Ryan, 2001. PAST. Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Palaentologia Electronica 4: 9.

Harris, R., P. Wiebe, P., J. Lenz, H. R. Skjoldal & M. Huntley, 2000. (Eds.) ICES zooplankton methodology manual. Elsevier p. 684.

Hawkins, P. R., 1988. The zooplankton of a small tropical reservoir (Solomon Dam, North Queensland). Hydrobiologia 157: 105-118.

Hébert, M. P., B. E. Beisner & R. Maranger, 2016. A compilation of quantitative functional traits for marine and freshwater crustacean zooplankton. Ecology 97: 1081.

Jersabek, C. D. & M. F. Leitner, 2013. The Rotifer World Catalog. World Wide Web electronic publication. <http://www.rotifera.hausdernatur.at>

Juras, A. A., I. H. A. Cintra & R. M. R. Ludovino, 2004. A pesca na área de influência da usina hidrelétrica de Tucuruí, Estado do Pará. Boletim Técnico Científico CEPNOR, Belém 4 :77-88.

Keck, B. P., Z. H. Marion, D. J. Martin, J. C. Kaufman, C. P. Harden, J. S. Schwartz & R. J. Stranger, 2014. Fish functional traits correlated with environmental variables in a temperate biodiversity hotspot. PloS ONE 9: e93237.

Koste, W., 1972. Rotatorien aus Gewässern Amazoniens. Amazonianna, Plön 3: 258-505.

Koste, W., 1978. Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas. Berlin/Stuttgart: Gebrüder Borntraeger, p. 474.

Kuczyńska-Kippen, N. M. & B. Nagengast, 2006. The Influence of the Spatial Structure of Hydromacrophytes and Differentiating Habitat on the Structure of Rotifer and Cladoceran Communities. Hydrobiologia 559: 203-212.

Lamparelli, M.C., 2004. Degrees of trophic in water bodies of São Paulo: Evaluation of monitoring methods. Doctoral Thesis, Institute of Biosciences, University of São Paulo, São Paulo. 235 pp.

Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, L. F. M. Velho, & A. F. Lima, 1997. Comunidade zooplanctônica. In Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (ed.) - A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e socioeconômicos. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, pp. 117-155.

Lansac-Tôha, F. A., Lima, A. F., Thomaz, S. M., & Roberto, M. C, 1992. Zooplâncton de uma planície de inundação do rio Paraná. I. Análise qualitativa e estrutura da comunidade. *Revista Unimar*, v. 14, n. sSupl.

Lansac-Tôha, F., F. Lima, A. F. Thomaz & M. C. Roberto, 1992. Zooplâncton de uma planície de inundação do rio Paraná. I. Análise qualitativa e estrutura da comunidade. *Revista Unimar* 14: 35-55.

Legendre, P. & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.

Loureiro, B. R, S. M. Costa, C. F. Macedo, V. L. M. Huszar & C. W. C. Branco, 2011. Comunidades zooplanctônicas em sistemas de criação de peixes. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo* 37: 47-60.

Marzolf, R. G., 1990. Reservoir as environments for zooplankton. In: Thorton, K.W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (eds). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, pp.195-208.

Matsumura-Tundisi, T., A. C. Rietzler & J. G. Tundisi, 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton crustacea from Broa reservoir (Sao Carlos, S.P.-Brazil) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia* 179: 229-236.

Matsumura-Tundisi, T., J. G. Tundisi, F. Souza-Soares & J. E. M. Tundisi, 2015. Zooplankton community structure of the lower Xingu River (PA) related to the hydrological cycle. *Brazilian Journal of Biology* 75: S47-S54.

McCune, B. & M. J. Mefford, 2006. PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 5.10. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

Melão, M. G. G., 1997. A comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) e produtividade secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico. São Carlos: UFSCar, 152 p. (Tese).

Melão, M. G. G., 1999. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. IN: Pompêo, M. L. M. (Ed.) *Perspectivas na Limnologia do Brasil*.

Ministério das Minas e Energia (MME) (2012). Plano Decenal de Expansão de Energia 2021. Brasília, DF, Brazil: MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), p. 386. <http://www.epe.gov.br/PDEE/20120924_1.pdf>.

Ministério das Minas e Energia (MME) (2014). Plano Decenal de Expansão de Energia 2023. Brasília, DF, Brazil: MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), 2 vols. <http://www.epe.gov.br/PDEE/Relatório%20Final%20do%20PDE%202023.pdf>

Navarro, M. A. B. & B. E. Modenutti, 2012. Precipitation patterns, dissolved organic matter and changes in the plankton assemblage in Lake Escondido (Patagonia, Argentina). *Hydrobiologia* 691: 189-202.

Negreiros, N. F., M. J. dos Santos-Wisniewski, R. M. dos Santos & O. Rocha, 2010. The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Biotaneotropica* 10: 173-182.

Nogrady, T., J. Green, W. Koste & B. Pejler, 1993. Rotífera. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB Academica Publishing, The Hague: pp. 142.

Obertegger, U., H. A. Smith, G. Flaim & R. L. Wallace, 2011. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. *Hydrobiologia* 662: 157-162.

Okano, Y. W., 1994. Analysis of the structure and population dynamics of the zooplankton community of an artificial reservoir. PhD Thesis, Federal university of Sao Carlos. Sao Carlos, 128pp.

Pace, M. L. & J. D. Orcutt Jr, 1981. The relative importance of protozoans, rotifers and ciliate in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography* 26: 822-830.

Paggi, J. C. & J. S. De Paggi, 1974. Zooplâncton de ambientes lóxicos e lênticos do rio Paraná Médio. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 685-719.

Pedrozo, C. S., F. Schneck, A. Schwarzbald & R. N. Farias, 2012. Respostas da comunidade zooplânctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul. *Iheringia, Série Zoologia*, 102: 142-149.

Pielou, E. C., 1977. *Mathematical Ecology*. New York, Wiley, 385p

Rocha, O., T. Matsumura-Tundisi, E. L. G. Espíndola, K. F. Roche & A. C. Rietzler, 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In Tundisi, J. G. & Straskraba (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, São Carlos: 457-476.

Rodríguez, J. & M. M. Mullin, 1986. Diel and interannual variation of size-distribution of oceanic zooplanktonic biomass. *Ecology* 67: 15-222.

Rossa, D. C., 2001. Abundância e biomassa de rotíferos em diferentes ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS). Tese. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, Brasil, p. 39.

Rossa, D. C., C. C. Bonecker & L. J. Fulone, 2007. Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: revisão de métodos e fatores influentes. *Interciencia* 32: 220-226.

Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv fur Hydrobiologie* 8: 71-76.

Salati, E., 1985. The climatology and hydrology of Amazonia. In: Prance, G.T. & T. E. Lovejoy. (eds.). *Key Environments. Amazonia*, Pergamon Press, Oxford, pp. 18-48.

Satyamurty, P., C. P. W. Da Costa & A. O. Manzi, 2013. Moisture source for the Amazon Basin: a study of contrasting years. *Theoretical and Applied Climatology* 111: 195-209.

Segers, H., 1995. Rotífera 2: The Lecanidae (Monogononta). Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6. (H.J. Dumont & T. Nogrady eds) SPB Academic Publishing BV, pp. 226.

Shannon, C. E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379-423.

Silva, C. A., S. Train & L. C. Rodrigues, 2001. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplânctônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum Maringá* 23: 283-290.

Sládeček, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100:169-201.

Sommer, U., F. Sommer, B. Santer, C. Jamieson, C., M. Boersma, C. Becker & T. Hansen, 2001. Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. *Ecology letters* 4: 545-550.

Straskraba, M. & J. G. Tundisi, 2013. Gerenciamento da qualidade da água de represas. Oficina de textos, Coleção diretrizes para o gerenciamento de lagos, São Paulo, v. 9. 3ª edição.

Strickland, J. D. H. & T. R. Parsons, 1968. Determination of dissolved oxygen. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167: 71-75.

Ter Braak, C. J. F., 1989. CANOCO—an extension of DECORANA to analyze species-environment relationships. *Hydrobiologia* 184: 169-170.

Thornton W. K., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton K. W., B. L. Kimmel & E. F. Payne (Coord.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley Sons Inc, p. 1-13.

Thorp, J. H. & A. P. Corvich, 2001. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, p. 1038.

Tundisi, J. G. & T. Matsumura-Tundisi, 2008. *Limnologia*. São Paulo, Oficina de textos. p. 631.

Tundisi, J. G., 2006. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP*, São Paulo 70: 24-35.

Ulloa, V., 2004. Density and biomass of planktonic rotifers in different habitats in upper Paraná River (PR, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 16: 281-292.

Wetzel, R. G. *Limnology*. Philadelphia: Saunders College, 1983.

World Commission on Dams, 2000. Case studies: Tucuruí Hydropower Complex (Brazil), p. 147. Disponível em: <http://www.dams.org> acesso em 05/12/2017.