



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
MUSEU NACIONAL**

**EFEITOS DO BARRAMENTO TIPO FIO D'ÁGUA SOBRE AS COMUNIDADES
FITOPLANCTÔNICAS DO RIO MADEIRA E SEUS TRIBUTÁRIOS NA ÁREA DE
INFLUÊNCIA DA HIDRELÉTRICA SANTO ANTÔNIO, RO, BRASIL**

ELEONORA APPEL NÓBREGA ANDRADE

Tese apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Ciências Biológicas
(Botânica), Museu Nacional,
Universidade Federal do Rio de
Janeiro, como parte dos requisitos
necessários à obtenção do título de
Doutor em Ciências Biológicas
(Botânica).

Orientadoras: Dra. Vera Lúcia de Moraes Huszar

Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva

Rio de Janeiro

2017



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
MUSEU NACIONAL**

**EFEITOS DO BARRAMENTO TIPO FIO D'ÁGUA SOBRE AS COMUNIDADES
FITOPLANCTÔNICAS DO RIO MADEIRA E SEUS TRIBUTÁRIOS NA ÁREA DE
INFLUÊNCIA DA HIDRELÉTRICA SANTO ANTÔNIO, RO, BRASIL**

ELEONORA APPEL NÓBREGA ANDRADE

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica).

Orientadoras: Dra. Vera Lúcia de Moraes Huszar

Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva

Rio de Janeiro

2017

**EFEITOS DO BARRAMENTO TIPO FIO D'ÁGUA SOBRE AS COMUNIDADES
FITOPLANCTÔNICAS DO RIO MADEIRA E SEUS TRIBUTÁRIOS NA ÁREA DE
INFLUÊNCIA DA HIDRELÉTRICA SANTO ANTÔNIO, RO, BRASIL**

ELEONORA APPEL NÓBREGA ANDRADE

Tese de Doutorado submetida ao programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica).

APROVADA POR:

Presidente, Dra. Vera Lúcia de Moraes Huszar (Museu Nacional, UFRJ)

Dr. Reinaldo Luiz Bozelli (UFRJ)

Dr. Marcelo Manzi Marinho (UERJ)

Dra. Luzia Cleide Rodrigues (UEM)

Dr. João Carlos Nabout (UEG/CCET)

RIO DE JANEIRO

2017

Andrade, Eleonora Appel Nóbrega

Efeitos do barramento tipo fio d'água sobre as comunidades fitoplanctônicas do rio Madeira e seus tributários na área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio, RO, Brasil/
Eleonora Appel Nóbrega Andrade – Rio de Janeiro: UFRJ/ Museu Nacional, 2017.
xiii, 169 f.: 12 Il, 29 cm

Orientadores: Vera Lúcia de Moraes Huszar e Lúcia Helena Sampaio da Silva
Tese (Doutorado) – UFRJ/ Museu Nacional / Programa de Pós-graduação em Ciências
Biológicas (Botânica), 2017.

Referência Bibliográfica: p. 109.

1. I. Andrade, Eleonora Appel Nóbrega II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica). III. Título

“Quando tudo parece dar errado, acontecem coisas boas que não teriam acontecido se tudo tivesse dado certo!”

Renato Russo

Agradecimentos

Agradeço primeiramente as minhas orientadoras pela oportunidade de trabalhar nesse projeto.

À Santo Antônio Energia pela disponibilidade dos dados do monitoramento ecológico da Área de Influência da Hidroelétrica Santo Antônio.

À Ecology & Environment do Brasil representada pela Dra. Gina Boemer como coordenadora do projeto “Monitoramento Limnológico e de Macrófitas Aquáticas da Hidrelétrica Santo Antônio (Região Hidrográfica do rio Amazonas, Rondônia)”, do qual esta tese faz parte.

Aos amigos da Ecology & Environment do Brasil, Michele Lima, João Durval, Anderson Gripp, Rafael Almeida a toda equipe pela logística de coleta das amostras e pela incansável disponibilidade em discutir os dados.

Ao Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos, sob a supervisão da Profa. Odete Rocha, pelos dados do zooplâncton.

Ao Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, sob supervisão do Prof. Fabio Roland, pelo processamento das amostras abióticas.

À Juliana Barreto, pela parceria do início ao fim e pela grandiosa colaboração no capítulo dois desta tese;

À Carolina Domingues pela minuciosa revisão final e pelo acompanhamento da tese desde seus primeiros resultados até a construção final. As revisões foram contribuição fundamental para o melhoramento da tese.

Agradeço a vocês, Ju e Carol, por todo o apoio emocional! Não tenho palavras!

À professora Maria da Graça Sophia pelo apoio incondicional e por me fazer acreditar que é possível! Obrigada também por disponibilizar um computador quando o meu pifou no último semestre do doutorado, com prorrogação do prazo e sem bolsa!

À professora Mariângela Menezes pelos momentos de descontração na volta pra casa e pelo incentivo científico.

Aos professores do Programa em Pós Graduação em Ciências Biológicas (Botânica) do Museu Nacional, UFRJ, por todo conhecimento compartilhado.

Aos amigos do laboratório de Ficologia do Museu Nacional, por tornarem "mara" nosso ambiente de trabalho!

Ao amigo Davi, companheiro em estudar o potamofitoplâncton e também em dividir as alegrias e tristezas do caminho científico e da vida. Teve horas que você foi fundamental.

Às Luciana Rangel e Catharina Alvez de Souza, cientistas internacionais do LabFico, pela amizade e pelos concelhos científicos mais maduros!

A meu marido, desde a graduação, pela imensa paciência em me acompanhar academicamente. Reconheço ser difícil para quem está de fora da academia. Obrigada por entender a minha presença holográfica de pensamento obtuso e emoção conflitante!

A meus filhos, Luiz Guilherme, Pedro e Joaquim, simplesmente por entenderem sem cobrar! Não somente agradeço como peço perdão por toda ausência que essa tese gerou. Dias recompensantes virão!

Existem feitos na vida que são impossíveis de realizar sem uma forte e corajosa mulher por trás. Em outras palavras, sem mãe fica mais difícil! Por isso agradeço minha mãe, Maria Rita, pelo abandono da vida própria em sua cidade natal para viver a minha louca e corrida vida na fase final desta tese, momento em que mais precisei.

Agradeço também a outras fortes mulheres, que me ajudaram se revezando na logística da casa, comida e nos cuidados e transporte das crianças. Com três filhos é preciso uma grandiosa equipe de apoio. Por isso meu sincero obrigada à Alessandra (Sandroca) minha colaboradora a 17 anos; à tia Lia, minha madrastra e amiga, à

Cristina, minha sogra fiel e escudeira, Adréia Holanda, minha amiga, vizinha e parceira de perrengue com crianças!

Agradeço a Deus por me permitir ainda ter avó. “Não existe errado quando só se tem uma coisa a ser feita!”. Minha força vem da sua vontade de me ver com “isso pronto logo”!

Agradeço à meu pai, Caco Appel, pela presença, mesmo que virtual, em me apoiar naquilo que foi a minha escolha. Agradeço também pela edição do mapa dessa tese.

Ao meu sogro por toda a ajuda no que foi preciso.

A meus irmãos e primos queridos e a todos meus amigos, obrigada por continuarem me amando, mesmo depois de tantos furos!

Aos queridos amigos virtuais do grupo “Tratamentos naturais para autistas” por não me deixarem desistir por culpa. Agradeço também pelo rápido direcionamento para resolução de problemas, sem os quais demoraria muito a solucionar caso tivesse que buscar ajuda por conta própria.

Agradeço aos amigos que cuidaram da saúde do meu corpo e da minha mente através de massagem, *do in*, acupuntura, yoga, meditação, florais, dieta, e tantos artifícios para manter minha sanidade! Sem vocês teria pirado...mais ainda! Gratidão eterna aos amigos Julia Signer, Thais Galliac, Flavia Gomes, Denise Cabral, Michael Rocha, Milá e também Luiz Andrade.

Itacoatiara foi meu templo, o espírito de Itacoatiara foi minha força, mar e sol foram meus remédios! Quando precisar ir até o fim, não vá antes de recarregar a energia!

Agradeço a Deus por renovar minha força, fé e sanidade enquanto eu dormia!

Resumo

Efeitos do barramento tipo fio d'água sobre as comunidades fitoplanctônicas do rio Madeira e seus tributários, na área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio, RO, Brasil

Eleonora Appel Nóbrega de Andrade

Orientadoras: Vera Lúcia de Moraes Huszar e Lucia Helena Sampaio da Silva

Resumo da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica)

Barragens geram descontinuidades longitudinais e laterais nas condições ambientais, podendo afetar a estruturação das comunidades. Em rios amazônicos, significa alterar o pulso de inundação (PI), o principal fator que torna esse bioma um centro de megadiversidade em geral e fitoplanctônica em particular. Em 2012, entrou em operação a Hidrelétrica Santo Antonio (HESA) construída na altura da cachoeira de mesmo nome (08'50'31"S; 63'59'42"O) no rio Madeira em Porto Velho, RO. O barramento é do tipo fio d'água, o qual mantém a vazão de entrada igual a de saída. Estudos de impactos ambientais sugeriram que, após o barramento (PÓS), ocorreria manutenção da forte vazão do rio e diminuição da amplitude do PI a montante do barramento (MON), pelo estabelecimento do nível hidrométrico (NH) na cota máxima de ~70,0 m (a.s.l). Como consequência haveria represamento dos tributários desse trecho, mas não nos de jusante (JUS), onde as condições hidrológicas (vazão e nível hidrométrico) seriam mantidas. A hipótese geral deste estudo é que o contínuo longitudinal do rio Madeira seja mantido no PÓS, mas que ocorra descontinuidade lateral no trecho a MON, medida entre o rio principal e os tributários, que ficarão mais isolados, não havendo efeitos laterais a JUS, dada à manutenção das condições hidrológicas (vazão e amplitude do PI) naquele trecho. O objetivo deste estudo é avaliar se o barramento modifica as comunidades fitoplanctônicas nas dimensões longitudinal (MON e JUS da barragem no rio principal) e lateral (tributários a MON e

JUS). Para tanto, foram coletadas 198 amostras na subsuperfície do eixo longitudinal do rio Madeira (n=84) e, lateralmente, em seus tributários (n=114), a MON (n=86) e JUS (n=27) da barragem, abrangendo um trecho de ca. 300 km ao longo da área de influência da UHESA, nas fases PRÉ (10/2009 a 08/2011) e PÓS (10/2011 a 10/2013) e nos períodos hidrológicos de águas baixas (AB) e altas (AA). O esquema dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) foi o que melhor capturou as relações do fitoplâncton com as condições ambientais. Testes não paramétricos e análise multivariada (PCA) foram utilizados para reconhecer as mudanças entre PRÉ e PÓS, e RDA e regressões múltiplas para relacionar com as condições ambientais, respectivamente, o BV dos GFBM e o BV total (Capítulo 1). A variação na composição de espécies foi avaliada através da BD total (presença e ausência), usando medidas de dissimilaridade originadas a partir do índice de Jaccard, a qual foi decomposta em substituição de espécies (SE) e diferença de riqueza (DR) através de índices da família Podani. A relação da BD e seus componentes com as condições ambientais e suas variações no espaço multivariado foi testada através de análises de redundância baseada em distância (db RDA) (Capítulo 2). Nossos resultados mostraram que no PÓS a vazão do rio Madeira foi mantida igual a vazão do PRÉ ($\sim 7.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e a amplitude do PI diminuiu, em de 9,6 m para 2,7 m a MON e foi mantida ampla (12,4 m) a JUS. As mudanças ocorridas a MON no rio Madeira (menor transparência da água, maiores profundidades máximas, temperatura da água, concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido e de sílica solúvel reativa) ocorreram também a JUS, mantendo o contínuo longitudinal das condições abióticas do rio. O biovolume também se manteve inalterado no eixo longitudinal entre PRÉ e PÓS. Exceções foram os menores valores de BV do GFBM VII (organismos coloniais com mucilagem), de riqueza de espécies e DR, e maiores de SE no rio Madeira a JUS no PÓS. Lateralmente a MON, os tributários apresentaram maior profundidade máxima, temperatura da água, pH, nitrogênio inorgânico dissolvido e menor pressão pelo zooplâncton herbívoro. Além disso, ocorreram maior BV total (três vezes) e dos GFBM V (organismos unicelulares flagelados) e VII, maior riqueza de espécies, mas sem mudanças na BD e seus componentes. Lateralmente a JUS, não foram observadas mudanças nas condições abióticas da água, mas sim no fitoplâncton com maior SE e menor DR, sem alterações

na BD. Nossa hipótese geral foi parcialmente verificada com manutenção do contínuo longitudinal das condições abióticas e do BV total no rio Madeira no PÓS, e com descontinuidade lateral entre o rio principal e os tributários a MON. No entanto, lateralmente a JUS embora as condições abióticas e a BD total tenham se mantido, foram observadas maior SE e menor DR do fitoplâncton. Nossos resultados apontam para a necessidade de estudos detalhados das comunidades fitoplanctônicas em escalas locais e regionais e também em longa escala temporal, principalmente quando a BD é estável ao longo de mudanças ambientais. Além disso, a implicação prática de nossos resultados é a indicação que, ao serem construídos reservatórios em rios de planície de inundação, os estudos de avaliação de impacto devem contemplar, sobretudo, os efeitos causados sobre o ecossistema em sua dimensão lateral, mesmo em reservatórios tipo fio d'água, onde é suposta a inundação de uma área menor que aquela de reservatórios de acumulação.

Palavras-chave: pulso de inundação, Amazônia, dimensão lateral, dimensão longitudinal, beta diversidade, grupos funcionais.

Abstract

Effects of run-of-river damming on the phytoplankton communities of Madeira river and its tributaries in the influence area of the Hydroelectric Power Plant Santo Antônio, RO, Brasil

Eleonora Appel Nóbrega de Andrade

Supervisors: Vera Lúcia de Moraes Huszar e Lucia Helena Sampaio da Silva

Abstract da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Botânica).

Longitudinal and lateral discontinuities of the environmental conditions are generated by dams, with changes in ecosystems structure and function. In Amazonian rivers mean alter the flood pulse (FP), the main factor leading this biome to a megadiversity center in general, and for phytoplankton in particular. In 2012, the Hydroelectric Power Plant Santo Antônio (UHESA) started the operation. It was built at the cascade with the same name (08°50'31"S; 63°59'42"O) in Madeira river nearby Porto Velho city, RO. The type of damming is run-of-river, which maintains the outflow discharge equal to the inflow. Previous monitoring predicted the maintenance of the high discharge and a reduction of FP amplitude up damming (MON) at 70 m a.s.l., leading to a damming effect in MON tributaries, but not in those down damming (JUS), where the hydrological conditions should be maintained. Here, we hypothesize that the longitudinal continuum of Madeira river is maintained after damming, but a lateral discontinuity occurs at MON between the main river and tributaries, decreasing the connectivity, and no lateral effects occur at JUS, because hydrological conditions will not change. The goal of this thesis is to evaluate if the phytoplankton communities will be modified by the damming at the longitudinal (MON and JUS in the main river) and lateral (tributaries at MON e a JUS) dimensions. To reach this goal, 198 samples were taken at the subsurface of the longitudinal axis of Madeira river (n=84) and laterally in

the tributaries (n=114), encompassing a ~300 km stretch along of the influence area of the UHESA, during the phases PRE (10/2009 to 08/2011) and POST (10/2011 to 10/2013), at MON and JUS of the dam, during the hydrological periods (AB and AA). The comparison among four phytoplankton FG approaches showed that the Morphologically-Based Functional Groups (MBFG) better captured the relationships between phytoplankton and the environmental conditions, and it was used in this study. To recognize changes between PRE and POST non-parametric tests and principal component analysis were performed. Redundancy analysis and multiple regressions were used to relate, respectively, biovolume of MBFG and total biovolume (Chapter 1). Variation in the community composition was evaluated through the total beta diversity (BD, presence-absence), from the mean distance of the individual unity to the centroid of the group in the multidimensional space, by using dissimilarity measures (Jaccard). BD was shared in replacement (RE, turnover) and richness difference (RD) by using indexes of the Podani family (Chapter 2). Relationships between BD and environmental conditions were tested through redundancy analysis based on distance (dbRDA). Our data showed a decrease in the amplitude of the FP, on average from 9.6 m to 2.7 m at MON, and maintenance in the wide flood pulse (12,4 m) at JUS. Discharge of Madeira river was also maintained ($\sim 7.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Changes at MON in Madeira river (lower transparency, greater maximum depth, water temperature, dissolved inorganic nitrogen and soluble reactive silica) were also observed at JUS, keeping the longitudinal continuum of the abiotic variables in the river. Phytoplankton biovolume was also maintained along the longitudinal axis between PRE and POST. Exceptions were the lower values of MBFG VII in biovolume (colonial organisms with mucilage), species richness, and DR, and higher values of SE at JUS in POST. In the lateral dimension at MON, tributaries showed higher maximum depth, water temperature, pH, dissolved inorganic nitrogen, and lower grazing pressure. Furthermore, higher species richness, total biovolume (5-fold), biovolume of MBFG V (unicell flagellates) and MBFG VII occurred. However, no changes in BD and its components were found. Laterally at JUS, no changes in abiotic conditions were found at POST, but lower RE of phytoplankton and higher RD, with no changes in BD were registered.

Our general hypothesis was partially confirmed. The longitudinal continuum of the abiotic conditions and total phytoplankton BV was observed in Madeira river after damming, and also the lateral discontinuity between the main river and its tributaries at MON. However, laterally at JUS, despite abiotic conditions and total phytoplankton BD were the same, higher RE and lower RD occurred. Our results pointed to the need of detailed studies on phytoplankton communities in local and regional scales, and also in larger temporal scales, particularly when BD does not change with anthropic changes. Also, the practical implication of our findings is the indicative that, when reservoirs are planned to be constructed in floodplain rivers, studies evaluating the impacts should be taken in account, mainly, the effects caused on the lateral dimension of the ecosystems, even in run-of-river reservoirs, where a smaller flood area than in accumulation reservoirs is predicted.

Key words: flood pulse, Amazonia, lateral dimension, longitudinal dimension, beta diversity, functional groups.

Sumário

Agradecimentos	vi
Resumo.....	ii
Abstract	v
Sumário	viii
Apresentação	1
1. Introdução geral.....	2
1.1 Hidrelétricas na Amazônia	2
1.2 Conceitos que elucidam o cenário de grandes rios barrados	3
1.3 Fatores que regulam o fitoplâncton de rios.....	5
1.4 Beta diversidade e decomposição em substituição de espécies e diferença de riqueza ...	9
1.5 Efeitos de barramentos de rios sobre comunidades fitoplanctônicas.....	13
1.6 Respostas ambientais à construção de reservatórios fio d'água no rio Madeira	16
Hipóteses.....	18
Objetivos	18
2. Métodos	20
2.1 Área de estudo	20
2.2 Coleta de amostras e de dados	21
2.3 Análise das amostras.....	24
Capítulo 1	26
Respostas do fitoplâncton (biovolume total e grupos funcionais) ao barramento tipo fio d'água em um rio amazônico de alta vazão e seus tributários (rio Madeira, RO).....	26
Resumo.....	26
Introdução.....	28
Métodos	32
Análises de dados.....	32
Resultados	36
Hidrologia do rio Madeira	36
O meio físico e químico do rio Madeira	38
O meio físico e químico dos tributários do rio Madeira	43
Pressão de herbivoria no rio Madeira e seus tributários.....	48

Gradientes do meio físico e químico do rio Madeira e seus tributários.....	49
Fitoplâncton	52
Fitoplâncton e ambiente	60
Discussão.....	68
Fitoplâncton no contínuo longitudinal do rio Madeira responde à manutenção da forte vazão após barramento.....	68
Diminuição da amplitude do pulso de inundação induz descontinuidade lateral à montante do barramento	69
Manutenção das condições hidrológicas, aliada à forte vazão, contribui para a ausência de alterações das condições bióticas e abióticas lateralmente a jusante do barramento	71
Sazonalidade	71
Capítulo 2	75
Hiper betadiversidade do fitoplâncton é mantida após barramento tipo fio d'água em um rio amazônico de alta vazão (rio Madeira, RO) e seus tributários	75
Resumo.....	75
Introdução.....	77
Métodos	81
Análise de dados	81
Resultados.....	85
Diversidades gama, alfa, beta total e seus componentes substituição (SE) e diferença de riqueza de espécies (DR)	85
Representação gráfica da dissimilaridade (diferença de riqueza e substituição de espécies) e da similaridade	87
Beta diversidade total e ambiente.....	90
Discussão.....	94
Padrão unimodal do pulso e elevado número de espécies únicas explicam a hiper betadiversidade.....	95
BD responde longitudinalmente à manutenção das altas vazões e lateralmente à manutenção do padrão unimodal do pulso de inundação	97
Contribuições semelhantes da substituição de espécies e da diferença de riqueza para a BD total em comunidades	98
Considerações gerais.....	103
O cenário pós barramento: homogeneidade longitudinal e descontinuidade lateral.....	103
Conclusões	107
Referências bibliográficas	109
Anexos.....	128

Apresentação

O presente estudo está vinculado ao projeto "Monitoramento Limnológico e de Macrófitas Aquáticas da Hidrelétrica Santo Antônio (Região Hidrográfica do rio Amazonas, Rondônia)", sob responsabilidade da Ecology and Environment do Brasil, junto à empresa Santo Antonio Energia. Nós buscamos avaliar se o barramento modifica as comunidades fitoplanctônicas nas dimensões longitudinal (MON e JUS da barragem no rio principal) e lateral (tributários a MON e JUS), primeiro considerando o biovolume total e dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (Capítulo 1) e depois avaliando as dissimilaridades na composição de espécies através da beta diversidade total e de seus componentes, a substituição de espécies e diferença de riqueza (capítulo 2). A tese está organizada em uma introdução geral, onde são abordados tópicos como hidrelétricas na Amazônia, conceitos que elucidam o cenário de grandes rios barrados, fatores que regulam o potamofitoplâncton, beta diversidade e conectividade hidrológica, efeitos de barramentos de rios sobre comunidades fitoplanctônicas e respostas ambientais à construção de reservatórios fio d'água no rio Madeira, seguida de dois capítulos e finalizando com algumas considerações gerais.

Capítulo 1 - Respostas do fitoplâncton (biovolume total e grupos funcionais) ao barramento tipo fio d'água em um rio amazônico de alta vazão e seus tributários (rio Madeira, RO)

Capítulo 2 - Hiper betadiversidade do fitoplâncton é mantida após barramento tipo fio d'água em um rio amazônico de alta vazão (rio Madeira, RO) e seus tributários

1. Introdução geral

1.1 Hidrelétricas na Amazônia

Alterações na hidrologia de rios têm sido apontadas como a mais séria e crescente ameaça para a sustentabilidade de sistemas lóticos (Poff & Zimmerman, 2010; Ellis & Jones, 2013). Barramentos de rios para suprir a demanda energética é a principal causa dessas alterações, sendo a segunda uma das mais impactantes alterações antrópicas, precedida apenas pela eutrofização artificial (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Os efeitos do barramento vão depender da bacia de drenagem, do tipo de rio, da localização da barragem em relação ao trecho do rio, do tipo de barramento (acumulação ou fio d'água) e da manipulação da tomada d'água (Straskraba, 1999).

É crescente a proliferação de barramentos de rios para a formação de hidrelétricas em áreas prístinas da Amazônia (Almeida *et al.*, 2013; Finer & Jenkins, 2012; Tundisi *et al.*, 2014). Tais barramentos geram descontinuidades longitudinais e laterais, interferindo na conectividade hidrológica entre os rios principais e os diferentes mosaicos de sistemas nas planícies de inundação (Finer & Jenkins, 2012). As consequências de tal demanda energética sobre um dos biomas mais importantes do planeta se intensificarão ao longo das próximas décadas (Tundisi *et al.*, 2014; Fearnside 2016) principalmente via fragmentação de habitats com expressivas consequências negativas sobre a biodiversidade (Bunn & Arthington, 2002; Poff *et al.*, 2010; Rodrigues *et al.*, 2015).

Reservatórios de hidrelétricas são responsáveis por 14% da produção de energia no mundo, mas no Brasil representavam 97% da matriz energética em 1997 (Kelman *et al.*, 2006), tendo seu aumento justificado pela crescente demanda de energia (Finer & Jenkins, 2012). Em 2016, esse percentual caiu para 61% com o crescente aumento de geração de energia a partir do vento, carvão e gás (ONS, 2015; ANEEL/BIG, 2016). Particularmente para a região amazônica, os impactos causados sobre os ecossistemas pela implantação de usinas hidrelétricas têm recebido atenção crescente dada à previsão de construção de novos empreendimentos, sobretudo ao longo dos

tributários andinos do rio Amazonas (Finer & Jenkins, 2012; Tundisi *et al.*, 2014, Winemiller *et al.*, 2016). Estão previstos para os próximos 20 anos, 151 novos reservatórios naquela região, o que significaria um aumento maior que 300% da produção de energia (Finer & Jenkins, 2012; Tundisi *et al.*, 2014).

A proliferação de barramentos em rios na Amazônia pode alterar a dinâmica hidrológica que tem como característica preponderante o pulso de inundação previsível, amplo e de longa duração o que identifica esse bioma como centro de megadiversidade de plantas e animais terrestres e aquáticos (Junk, 2000; Finer & Jenkins, 2012; Tundisi *et al.*, 2014). Tais barramentos ameaçam a conectividade hidrológica entre os rios principais e os diferentes mosaicos de sistemas (tributários, lagos, canais) e comprometem o principal fator que torna a bacia um “centro ativo de evolução” (Sioli, 1984; Leira & Cantonati, 2008; Tundisi *et al.*, 2014): a integração lateral entre os sistemas aquáticos e a planície de inundação através da zona de transição aquático-terrestre (*aquatic-terrestrial transition zone*, ATTZ, Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990; Standford & Ward, 2001; Ward *et al.*, 2002).

1.2 Conceitos que elucidam o cenário de grandes rios barrados

O cenário da descontinuidade longitudinal por barramentos tem sido compreendido a partir do Conceito de Descontinuidade em Série (*Serial Discontinuity Concept*, SDC, Ward & Stanford, 1983). Foi formulado em contraposição ao Conceito de Contínuo em Rios (*River Continuum Concept*, RCC; Vannote *et al.*, 1980), desenvolvido para cursos de água encaixados em vales em condições naturais. O contínuo em rios se baseia na existência de um gradiente longitudinal de condições físicas da nascente à foz e estabelece que a estrutura e função das comunidades são adaptadas à posição mais favorável ao longo do sistema físico. Já o SDC reconhece que o barramento em rios interrompe esse gradiente longitudinal, provocando descontinuidades nas condições físicas que estruturam as comunidades, conforme anteriormente proposto por Vannote *et al.* (1980). Considera ainda que a distância do barramento – *discontinuity distance* (DD) - em relação ao local onde ocorre a descontinuidade de uma dada variável no eixo longitudinal do rio, pode ser usada para avaliar o impacto pelo

barramento (Ward & Stanford, 1983). Tal impacto pode ocorrer tanto a montante no novo reservatório, como a jusante, até onde se fizer sentir o efeito da barragem (Ellis & Jones, 2013).

Contrapondo-se também ao RCC (Vanotte *et al.*, 1980), foi desenvolvido o conceito de Pulso de Inundação por Junk *et al.* (1989 - *Flood Pulse Concept*) para rios em condições naturais (sem barramentos), levando em conta a integração lateral com a planície, tendo o pulso de inundação como a principal força reguladora responsável pela produtividade e interações entre a biota e a paisagem (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990; Junk *et al.* 2014; Bozelli *et al.*, 2015). Uma vez que o pulso de inundação abrange um amplo e contínuo gradiente hidrológico temporal (vazante, águas baixas, enchente e águas altas), uma zona de transição aquático-terrestre se configura (*Aquatic and Terrestrial Transition Zone*, ATTZ; Junk *et al.*, 1989), aumentando a disponibilidade de habitats e, conseqüentemente, a diversidade de espécies (Junk *et al.*, 2011).

Ao reconhecerem a ausência das dimensões laterais e verticais sobre as distâncias de recuperação após o ponto de descontinuidade, Stanford e Ward (2001) revisitaram o SDC e incluíram a dimensão lateral de rios de planície de inundação (Stanford & Ward, 2001). Em condições naturais, a inundação exerce papel homogeneizador dos diferentes habitats de uma planície (*Homogenization hypothesis*, Thomaz *et al.*, 2007). Durante águas altas, os diferentes habitats tornam-se mais homogêneos em resposta à maior conectividade hidrológica, diminuindo a variabilidade espacial das comunidades e das condições abióticas. O oposto ocorre em águas baixas, quando os habitats tendem a se fragmentar, resultando em comunidades com composição mais dissimilar em resposta das condições locais à heterogeneidade espacial (Thomaz *et al.*, 2007). Esse papel homogeneizador tem sido verificado tanto para o zooplâncton (Bozelli *et al.*, 2015) como para o fitoplâncton (Borges & Train, 2009). Particularmente para o fitoplâncton, comunidades mais diversas e com maiores biomassas têm sido encontradas em águas baixas, quando a conectividade é menor, ocorrendo o oposto em águas altas dado ao efeito diluidor das cheias (Descy, 1993; Garcia de Emiliani, 1997; Ibanez, 1998; Nabout *et al.*, 2006). Isso evidencia que a variação do pulso de inundação se configura como macrofator que controla as comunidades

fitoplanctônicas em sistemas rio-planície de inundação (Oliveira & Calheiros, 2000; Loverde-Oliveira & Huszar, 2007; Huszar & Reynolds, 1997; Melo & Huszar, 2000; Garcia de Emiliani, 1997).

Em grandes rios, dadas às altas vazões com constante remoção longitudinal das populações, a dimensão vertical pode não ser importante (Rejas & Muylaert., 2010), configurando-se as dimensões longitudinal e lateral como preponderantes sobre a dinâmica das comunidades aquáticas. A dimensão temporal também é relevante e, no caso de rios de planície de inundação amazônica, é representada pela ampla e previsível variação do pulso (Junk, *et al.*, 2011), que proporciona diferentes graus de conectividade entre sistemas lênticos e lóticos da planície (Tundisi *et al.*, 2014). Assim, a conectividade hidrológica em grandes rios pode atuar em quatro dimensões: longitudinal, lateral, temporal e vertical, essa última em menor extensão (Ward, 1989). Todas interatuam na conformação da estrutura e função dos ecossistemas aquáticos em planícies de inundação (Amoros & Bornet, 2002).

1.3 Fatores que regulam o fitoplâncton de rios

A variação do fluxo unidirecional promove um gradiente longitudinal das condições físicas e é o principal modulador de comunidades planctônicas em sistemas lóticos, sendo o fitoplâncton fortemente influenciado, de maneira inversa, pela vazão (Reynolds *et al.*, 1994; Schmidt, 1994). Grandes rios, no entanto, podem percorrer milhares de quilômetros mostrando mudanças apenas incipientes, sendo mais provável observar-se homogeneidade longitudinal por longos trechos nesses sistemas (Sedell *et al.*, 1989).

Turbulência constante e aporte de material particulado da bacia de drenagem podem levar a altas concentrações de material em suspensão (Descy, 1987; Reynolds *et al.*, 1994) e a flutuações marcantes da intensidade luminosa subaquática (Reynolds *et al.*, 1994), que é um recurso importante do controle ascendente do crescimento fitoplanctônico em rios (Reynolds *et al.*, 1994). Por outro lado, não é esperado que o controle ascendente por nutrientes seja relevante, pois usualmente em rios ocorrem

em concentrações maiores do que aquelas requeridas para o crescimento fitoplanctônico (Wehr & Descy, 1998; Zeng et al., 2007; Devercelli, 2006). Da mesma forma, não é esperado o controle descendente por zooplâncton, embora herbivoria tenha sido documentada em grandes rios em situações de diminuição de vazão (Gosselain *et al.*, 1998).

Para sobreviverem e se manterem em condições lólicas, as populações fitoplanctônicas necessitam de adaptações (Reynolds, 2000) como, por exemplo, altas razões superfície/volume (S/V), comuns tanto em espécies de maior tamanho mas de formas alongadas como, por exemplo, diatomáceas, o que facilita a interceptação de luz e reduz a sedimentação, bem como por espécies pequenas, também com altas razões S/V, geralmente cocóides, capazes de se manterem no fluxo turbulento, dadas a suas altas taxas de crescimento como, por exemplo, pequenas clorofíceas e cianobactérias unicelulares (Soares *et al.*, 2007; Reynolds *et al.*, 2002; Reynolds, 2006).

A habilidade do fitoplâncton em se desenvolver em sistemas abertos e com fluxo unidirecional constante constitui o Paradoxo do Potamofitoplâncton (Reynolds, 1988), o qual foi investigado em meados dos anos 80 e revisto e sintetizado por Reynolds & Descy (1996). A principal conclusão daqueles autores foi que rios, na verdade, não escoam igualmente em uma dada secção transversal. Não somente a velocidade varia de maneira ampla lateral, vertical e longitudinalmente, como também significativos volumes de água (entre 6% e 40%) podem não estar sendo removidos (Reynolds, 2006). Uma parte da água retida (*non-flowing waters*) é imobilizada nas chamadas zonas mortas (*dead-zones*), locais geralmente confinados, que se diferenciam do canal principal do rio pela menor velocidade das águas, maior tempo de residência e temperatura da água, que suportam maiores biomassas e trocam suas águas com o fluxo principal contribuindo com inóculos (Reynolds, 2000; Reynolds, 2006).

É possível também esperar o desenvolvimento de um plâncton verdadeiro em rios a partir da terceira ou quarta ordem, em função da redução da vazão e aumento da luminosidade e das diferentes fontes de inóculos (Reynolds, 2006; Cummins *et al.*, 2005). Assim, o plâncton verdadeiro é representado por espécies originadas no próprio rio, onde podem crescer e se reproduzir, por espécies provenientes de sistemas

adjacentes como lagos, tributários e áreas inundadas das planícies (Reynolds, 1995; Reynolds & Descy, 1996; Reynolds, 2000) ou, ainda, por espécies provenientes de outras comunidades lólicas que não o plâncton (perifíton, metafiton, Rojo *et al.*, 1994). É possível então dizer que as comunidades fitoplanctônicas sobrevivem às condições impostas pelo fluxo unidirecional em parte por serem morfológica e fisiologicamente adaptadas e em parte por serem constantemente repostas a partir de inóculos do fitoplâncton provenientes de sistemas adjacentes ou de comunidades não planctônicas.

Em rios de planície de inundação, além do fluxo unidirecional (dimensão longitudinal), as comunidades fitoplanctônicas estão adaptadas ao regime previsível do pulso de inundação cuja amplitude e duração (dimensão temporal) promovem interação do curso principal do rio com a planície e sistemas adjacentes (dimensão lateral; Junk *et al.*, 1989; Stanford & Ward, 2001). Alguns estudos sobre as comunidades fitoplanctônicas em rios com hidrologia regida por pulsos de inundação exploraram as comunidades fitoplanctônicas em relação ao Paradoxo do Potamofitoplâncton (Reynolds & Descy, 1996) e tiveram como objetivos: i) identificar padrões sazonais de variação das comunidades e da produtividade das comunidades lólicas (Garcia de Emiliani & Manavella, 1983; Garcia de Emiliani, 1985; Descy, 1987; O' Farrel, 1993; Train & Rodrigues, 1998); ii) entender a ação dos controles ascendente e descendente sobre as comunidades fitoplanctônicas (Gosselain *et al.*, 1994, 1998); iii) identificar gradientes longitudinais (Bahnwart *et al.*, 1999); e iv) confirmar a importância das comunidades fitoplanctônicas em rios como sensores das mudanças ambientais (Descy & Gosselain, 1994, Ibelings *et al.*, 1998). De forma geral, os resultados desses estudos evidenciaram que as comunidades fitoplanctônicas nesses ambientes estão sujeitas, principalmente às flutuações hidrológicas (Garcia de Emiliani, 1997), sendo direcionadas mais por fatores físicos (hidrologia e luz) do que químicos (nutrientes) e biológicos (herbivoria; Gosselain *et al.*, 1998; Descy *et al.*, 2017). Além disso, a razão produção primária/respiração nem sempre se dá a luz do conceito de contínuo em rios de Vanotte *et al.* (1980), podendo a produção exceder a respiração em grandes rios em trechos assumidos como heterotróficos pelo referido conceito (Descy & Gosselain, 1994). Pode ainda ser encontrado um contínuo homogêneo relacionado a fortes

vazões (O' Farrel, 1993). Assim, é possível dizer que, enquanto trabalhos europeus foram pioneiros em desvendar as respostas das comunidades fitoplanctônicas aos controles ascendente e descendente, estudos sulamericanos foram pioneiros em quantificar a importância da dimensão lateral (tributários e lagos) na dinâmica espacial e sazonal do fitoplâncton (Garcia de Emiliani, 1985; Garcia de Emiliani, 1997; Train & Rodrigues, 1998).

Em rios submetidos a pulso de inundação, tem sido reconhecido que: i) o recrutamento de espécies a partir de áreas adjacentes para o rio principal é importante para manutenção das comunidades fitoplanctônicas (Talling & Prowse, 2010); ii) poucas espécies, sobretudo criptofíceas e pequenas diatomáceas persistem durante eventos climáticos extremos (Devercelli, 2006; Salmaso & Zignin, 2010); e iii) diferentes abordagens funcionais do fitoplâncton mostraram que os agrupamentos de espécies respondem, sobretudo, à variabilidade hidrológica (Stankovic *et al.*, 2012; Devercelli & O' Farrel, 2013; Mihaljevic *et al.*, 2013; Salmaso *et al.*, 2015). No que diz respeito aos padrões de composição e biomassa das comunidades fitoplanctônicas e suas relações com as condições ambientais em sistemas rio-planícies de inundação, têm sido registradas: i) baixas biomassas no rio principal (Train & Rodrigues, 1998; Zalocar de Demitrovic, 2005), onde diatomáceas formam o grupo dominante em biomassa (Zalocar de Demitrovic, 2005); ii) maiores biomassas em lagos e tributários, onde também se verifica uma maior diversidade fitoplanctônica (Huszar & Reynolds, 1997, Loverde-Oliveira *et al.*, 2009, Zalocar de Demitrovic, 2005; Bovo-Scomparin & Train, 2008); iii) relações inversas entre riqueza e diversidade do fitoplâncton com a profundidade dos sistemas e diretas com a transparência da água e condutividade, evidenciando a importância das condições hidrológicas e do regime de luz sobre o fitoplâncton (Garcia de Emiliani, 1985; Devercelli, 2010); e iv) maiores biomassas ou densidades nos períodos de águas baixas, se comparados aos demais períodos, dada à redução de processos de diluição que possibilita o acúmulo da biomassa produzida (Garcia de Emiliani & Manavella, 1983; Garcia de Emiliani, 1985; Descy *et al.*, 2017).

1.4 Beta diversidade e decomposição em substituição de espécies e diferença de riqueza

Desde Whittaker (1972), a dissimilaridade na composição entre diferentes locais (beta diversidade, BD) vem sendo avaliada através de diversos índices (para revisões ver Koleff *et al.*, 2003; Legendre & De Cáceres, 2013). Para um dado nível regional de riqueza de espécies (gama diversidade), as localidades se tornam mais marcadamente diferentes quanto à composição à medida que a beta diversidade aumenta, tornando possível reconhecer padrões espaciais (Koleff *et al.*, 2003). Mais recentemente, a distância média de uma unidade individual - que leva em conta a composição de espécies de um par de amostras - para o centróide do grupo no espaço multidimensional tem sido considerada uma medida apropriada de dissimilaridade entre locais, permitindo acessar padrões espaciais da BD (Koleff *et al.*, 2003; Anderson *et al.*, 2006; Podani & Schemera, 2011; Legendre, 2014). Tais padrões são decorrentes, sobretudo, de processos estocásticos, que enfatizam a história da dispersão (extinção e colonização), e determinísticos, que enfatizam o controle pelas condições ambientais (p. ex. disponibilidade de recursos) e o papel das interações biológicas (competição, predação) (Magurran, 2003; Baselga 2010; Legendre, 2014). Ambos os processos são influenciados pela magnitude da escala espacial: quanto maior for a escala espacial, maior também será o conjunto total de espécies, a heterogeneidade ambiental e a limitação por dispersão, resultando em maior BD (Chase & Myers, 2011; Viana *et al.*, 2016). Aliado a isso, o número de espécies que ocorre apenas em uma ou poucas localidades é fortemente influenciado pelo conjunto regional de espécies (Chase & Myers, 2011). Quanto maior é o conjunto total de espécies de uma dada região em relação ao número de espécies que ocorrem em cada localidade, uma menor fração desse conjunto total pode potencialmente ser exclusiva de uma dada localidade, resultando em aumento da BD na região (Chase & Myers, 2011).

A BD do fitoplâncton tem sido considerada baixa quando $< 0,20$, intermediária quando variam de $0,20-0,50$ e alta quando $> 0,50$ (Nabout *et al.*, 2007). Estudos que acessaram a BD do fitoplâncton em diferentes sistemas através de índices mostram que a BD varia de intermediária a alta ($0,24$ a $0,98$) (Huszar *et al.*, 1990; Nabout *et al.*, 2007; Nogueira *et al.*, 2008; Tezanos-Pinto *et al.*, 2008; Borges & Train, 2009; Nogueira *et al.*,

2010; Cardoso *et al.*, 2012; Angeler 2013; Angeler & Drakare, 2013; Gallego *et al.*, 2014; Schuster *et al.* 2015, Maloufi *et al.*, 2016; Mousing *et al.* 2016). Esses estudos apontam para a heterogeneidade espacial das condições ambientais como o fator que leva às altas BD do fitoplâncton. Particularmente para sistemas de inundação, a BD para o fitoplâncton também variou de intermediária a alta, mas nem sempre refletiu a maior similaridade espacial esperada com as cheias, conforme a Hipótese da Homogeneização (Thomaz *et al.*, 2007), cuja previsão é de maior similaridade em AA, quando a conectividade hidrológica é maior, e o oposto em AB. Por exemplo, Nogueira *et al.* (2010) ao estudarem 16 lagos de inundação amazônicos, PA, encontraram BD elevadas mesmo em AA, evidenciando que a heterogeneidade espacial entre esses sistemas ocorreu mesmo em período de maior conectividade. Tezanos-Pinto *et al.*, (2008) ao estudarem cinco lagos de inundação no Pampa argentino encontraram altas BD, as quais foram um pouco menores em AA que em AB. Cardoso *et al.* (2012), encontraram BD intermediárias entre nove diferentes sistemas no Pantanal, MT, mostrando que o tempo de isolamento durante AB não foi suficientemente longo para promover as esperadas altas BD. Nabout *et al.* (2007) não encontraram diferenças na BD entre períodos hidrológicos em um ciclo climatológico normal em 21 lagos da planície do rio Araguaia, GO, sendo a BD intermediária tanto em AB quanto em AA. Já Borges & Train (2009) ao estudarem 11 sistemas na planície de inundação do alto rio Paraná, (MS, PR) durante AB, registraram BD intermediárias (consideradas altas pelos autores) atribuídas à heterogeneidade espacial em resposta a baixa conectividade. Os resultados desses estudos evidenciam BD intermediárias a altas em sistemas de inundação que, em diferentes situações de conectividade hidrológica refletem a heterogeneidade espacial dada às diferentes condições locais as quais podem ocorrer mesmo em águas altas.

Recentemente, foi proposta a partição da BD em dois componentes que acessam, de maneira mais refinada, a dissimilaridade na composição entre dois locais (1 e 2), tendo como base o coeficiente de dissimilaridade de Jaccard (D_J) ou de Sorensen (D_S) para dados de presença e ausência e de Ruzicka, para dados de abundância ou biomassa. Tais locais apresentam um conjunto de espécies em comum (a =similaridade) e de espécies exclusivas de cada local (b,c), sendo um dos locais mais rico que outro. A

diferença entre o número de espécies exclusivas do local mais rico e o número de espécies exclusivas do menos rico constitui a diferença de riqueza ($b-c$). O dobro do número mínimo de espécies que corresponde ao número de espécies exclusivas do lugar mais pobre é a substituição de espécies [$2*\text{mín}(b,c)$] (Figura 1). Assim, a dissimilaridade total de espécies (BD total) é dada pela soma de seus componentes, ou seja, pela soma da diferença de riqueza (DR) com a substituição de espécies (SE); já a similaridade (quadrados cinzas na Figura 1) é dada por $1-D$, ou seja, pelas espécies compartilhadas entre os dois locais (Figura 1). Em outras palavras, a diferença de riqueza refere-se à diferença entre ganhos e perdas de espécies, sendo uma localidade mais rica do que outra (quadrados vermelhos na Figura 1) e a substituição de espécies refere-se à troca simultânea de um mesmo número de espécies entre dois locais (quadrados azuis na Figura 1; Legendre, 2014).

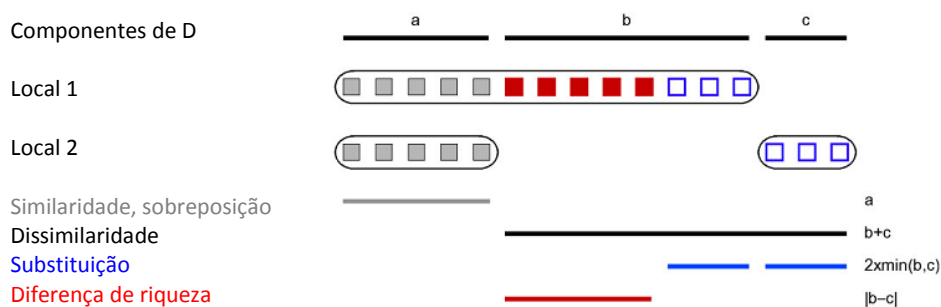


Figura 1 - Comparação da composição de espécies (total de 16 espécies representadas pelos quadrados) em dois locais (1 e 2), mostrando os componentes a , b , c dos coeficientes de dissimilaridade de Jaccard (D_j) (presença e ausência) e como esses componentes são usados para acessar a substituição de espécies (quadrados azuis), a diferença de riqueza (quadrados vermelhos) e a similaridade (quadrados cinzas). Modificado de Legendre (2014).

Alguns autores se referem à diferença de riqueza como aninhamento (Baselga, 2012), mas no presente estudo nós adotamos o proposto por Legendre (2014), que considera aninhamento um tipo de diferença de riqueza (Podani & Schemera, 2016). O motivo para não usar esse conceito reside no fato de sua estimativa ainda estar em discussão, não havendo nenhum método para medir o aninhamento de maneira inequívoca (Figura 1; Legendre, 2014). Cabe salientar que a decomposição da BD é bastante recente (Podani & Schemera, 2011; Baselga, 2010, 2012; Legendre, 2014) e tem envolvido diversos comentários críticos, além de intensa disputa e desenvolvimento de diversas abordagens competitivas (Podani & Schemera, 2016), o que se reflete no

rápido avanço na compreensão de diferentes processos que governam os componentes mencionados da BD. Poucos trabalhos têm utilizado essa decomposição, dentre eles estão estudos sobre diferentes comunidades de macrófitas aquáticas (Alahuta *et al.* 2017), vertebrados terrestres (Calderón-Patrón *et al.*, 2016), sobre peixes de recifes de corais (Lamy *et al.*, 2015) e peixes de águas doces (Leprieur *et al.* 2011). Tais estudos avançaram na elucidação dos processos particulares para cada grupo de organismo, assim como para diferentes ambientes (Angeler, 2013; Calderón-Patrón *et al.*, 2016).

Para as comunidades fitoplanctônicas, a decomposição da BD total elucidou principalmente que a heterogeneidade ambiental é o principal processo que contribui, para a dissimilaridade na composição das espécies (Angeler, 2013; Gallego *et al.*, 2014; Maloufi *et al.*, 2016; Mousing *et al.* 2016). A partição da BD em seus componentes foi aplicada para o fitoplâncton de diferentes sistemas como, por exemplo, 50 lagos rasos da França em ampla escala temporal (Maloufi *et al.*, 2016), 16 locais em oceano aberto (Mousing *et al.*, 2016), 87 lagos rasos na Espanha (Gallego *et al.*, 2014) e 26 lagos na Suíça (Angeler, 2013). Apesar dos diferentes índices utilizados nesses poucos trabalhos, foi possível identificar maiores contribuições da SE (entre 0,72 a 0,91) - que pode sobretudo ser atribuída à facilidade de dispersão fitoplanctônica (Maloufi *et al.*, 2016; Mousing *et al.*, 2016; Gallego *et al.*, 2014; Angeler, 2013) - do que contribuições da DR (entre 0,05 a 0,10). Algumas das elucidações provenientes da decomposição da BD são: i) a SE é o componente que mais contribui para a dissimilaridade das comunidades fitoplanctônicas em diferentes sistemas; ii) os componentes da BD podem ser compensados ao longo do tempo como medida para a manutenção da BD, registrando um aumento da SE e diminuição da DR ao longo dos anos (Angeler, 2013); e iii) alta SE pode ser uma resposta a heterogeneidade nas condições ambientais (Gallego *et al.*, 2014; Mousing *et al.*, 2016; Maloufi *et al.*, 2016).

Vale ressaltar, ainda, que a aplicação da decomposição da BD, levando em consideração a resolução em grandes grupos taxonômicos no lugar da presença e ausência de espécies, pode não detectar a heterogeneidade espacial das comunidades, (Calderón-Patrón *et al.*, 2016). Quando comunidades apresentam grande número de

espécies (geralmente estudos em larga escala), os resultados podem ser mais interessantes com dados binários do que com dados quantitativos. Estes produzem melhores resultados em estudos em menor escala, quando as comunidades apresentam maior variabilidade na abundância (Koleff *et al.*, 2003; Podani & Schemera, 2011). É provável que, por essa razão, presença e ausência de espécies para estimar a BD entre locais tenha sido mais utilizada em literatura que medidas de abundância e biomassa (Koleff *et al.*, 2003).

A BD pode ser marcadamente influenciada por barramentos, pois esses interrompem o contínuo hidrológico longitudinal e/ou lateral das condições ambientais, diminuindo a conectividade hidrológica entre trechos no rio barrado e entre estes e os diferentes mosaicos de sistemas (tributários, canais, lagos; Poff & Zimmerman, 2010; Ellis & Jones, 2013; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Além disso, em rios regidos por pulso de inundação, a descontinuidade hidrológica significa o comprometimento da integração lateral entre os sistemas aquáticos e a planície de inundação (*aquatic-terrestrial transition zone*, ATTZ, Junk *et al.*, 1989; Stanford & Ward, 2001; Ward *et al.*, 2002). Nesses rios, as comunidades fitoplanctônicas apresentam declínio da diversidade local ao longo do tempo no rio principal em resposta ao barramento, mas é mantida nos sistemas adjacentes conectados dada a contribuição de inóculos provenientes de áreas vizinhas mais lânticas (Rodrigues *et al.*, 2015). A conectividade hidrológica é, portanto, fundamental para a manutenção da troca de espécies entre diferentes localidades na planície (Amoros & Bornette, 2002). As comunidades fitoplanctônicas respondem à variabilidade ambiental imposta pelos diferentes graus de conectividade hidrológica, que influenciam a intensidade das cheias, a qual aumenta a similaridade entre sistemas da planície de inundação (Thomaz *et al.*, 2007).

1.5 Efeitos de barramentos de rios sobre comunidades fitoplanctônicas

Sem a pretensão de esgotar o que se sabe até o momento, são aqui considerados trabalhos que quantificam os efeitos do barramento, a partir de comparações com estudos anteriores sem, no entanto, coletar dados em fases de pré barramento, e trabalhos que analisam o pré e pós barramento. Essa breve revisão considera apenas

reservatórios de acumulação, dada a lacuna que existe sobre reservatórios tipo fio d'água.

No primeiro grupo estão os estudos que mencionam como efeitos do barramento: i) o acúmulo de biomassa a montante da barragem no reservatório formado em resposta à redução da vazão e ao conseqüente aumento na disponibilidade de luz (Zhang *et al.*, 2010; Bortolini *et al.*, 2016; Rodrigues *et al.*, 2015); ii) as mudanças na composição de espécies típicas de ambientes lóticos para lênticos a montante, como por exemplo, redução de diatomáceas e aumento de criptofíceas, clorofíceas e cianobactérias clorofíceas e cianobactérias (De Filippo *et al.*, 1999; Dai *et al.*, 2010; Rodrigues *et al.*, 2009; Bovo-Scomparin *et al.*, 2013; Alhansen, 2015); e iii) redução da biomassa e riqueza de espécies a jusante em resposta à retenção, a montante, de nutrientes, sólidos em suspensão e da própria comunidade fitoplanctônica (Kalff, 2002; Stevaux *et al.*, 2009; Rodrigues *et al.*, 2015; Bovo-Scomparini *et al.*, 2013). Essas conseqüências sobre as comunidades fitoplanctônicas podem ser vistas como respostas a descontinuidades ao longo do eixo longitudinal do rio principal, entre os trechos a montante e jusante da barragem (Magrin & Matsumura-Tundisi, 1997).

Descontinuidades laterais por barramentos têm sido menos quantificadas (Wellmeyer *et al.*, 2005) e ocorrem, sobretudo, em rios de planície de inundação barrados (Ward *et al.*, 2002). Os efeitos sobre as comunidades fitoplanctônicas observados na dimensão lateral ocorrem em sistemas adjacentes ao rio principal (p. ex. tributários, lagos e canais), muitas vezes sem mencionar tal dimensão, apenas fazendo referência aos sistemas (Reynolds & Descy, 1996). O principal efeito sobre as comunidades fitoplanctônicas se dá em resposta às mudanças sazonais do regime hidrológico que interferem na integração lateral do rio principal e seus sistemas adjacentes (Alhansen, 2015). Diminuição da conectividade lateral com o rio principal pode levar, ainda, à diminuição da contribuição de inóculos das comunidades fitoplanctônicas provenientes dessas áreas (Devercelli & O'Farrel, 2013) e também influenciar diretamente o regime de luz e a disponibilidade de nutrientes (Bukaveckas *et al.*, 2002; Reynolds & Descy, 1996), que integram o decisivo controle ascendente do fitoplâncton por recursos.

No segundo grupo de estudos estão outros, em menor número, que analisaram o pré e pós barramento, mas que também consideram reservatórios de acumulação. Da mesma forma que para os estudos mencionados que contemplam apenas pós barramento, os trabalhos realizados nas duas fases apontam para uma maior abundância ou biomassa total (clorofila-a) a montante da barragem, podendo ocorrer já durante a formação do reservatório como, por exemplo, nos reservatórios Beijing Miyun, China (Dai *et al.*, 2010), Salto Caxias, PR, Brasil (Ribeiro *et al.*, 2005) e no reservatório de Serra da Mesa, Goiás, Brasil (De Fillipo *et al.*, 1999) ou após alguns anos do barramento (Li *et al.*, 2013). Florações de cianobactérias após 10 anos da formação do reservatório com influência a 200 km a jusante têm também sido documentadas (Devercelli *et al.*, 2014). Ausência de mudanças na abundância total fitoplanctônica foi observada no reservatório Bui, Ghana, até um ano após o barramento do rio Black Volta (Alhansen, 2015). Também tem sido observada redução do biovolume a jusante da barragem, principalmente devido à diminuição das concentrações de nutrientes retidos à montante (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2005). Quanto à composição, de forma geral, há registros de substituição de diatomáceas por flagelados com redução na abundância de clorofíceas e cianobactérias, ou seja, passagem de dominância para diminuição e co-dominância desses últimos grupos de algas (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 2007; Li *et al.*, 2013; Devercelli *et al.*, 2014).

Tanto quanto se sabe, existe apenas um estudo sobre a comunidade fitoplanctônica em reservatório tipo fio d'água, comparando as fases pré e pós barramento (Bicudo *et al.*, 2006). O estudo realizado no reservatório de Rosana, no trecho baixo do rio Paranapanema, SP, Brasil, afluente do rio Paraná, mostrou mudanças na comunidade fitoplanctônica, evidenciando a passagem do sistema lótico para características mais lênticas após a fase de enchimento, com aumento das concentrações de nutrientes, do tempo de residência da água e da densidade fitoplanctônica, principalmente de criptofíceas (Bicudo *et al.*, 2006). Além disso, foram observados aumento de riqueza de espécies, diminuição de diatomáceas, diversidade e equitabilidade, tanto no reservatório quanto a jusante, mostrando que as mudanças não são muito diferentes daquelas observadas em reservatórios de acumulação.

1.6 Respostas ambientais à construção de reservatórios fio d'água no rio Madeira

A construção de reservatórios no mundo tem sido baseada usualmente em três estratégias, embora uma combinação delas possa vir a ser adotada: i) reservatórios localizados em tributários estabelecidos em rios de baixa ordem, com fortes gradientes de altitude, frequentemente de pequeno volume (reservatórios de acumulação); ii) reservatórios localizados em canais principais de rios estabelecidos em gradientes intermediários de altitude, que ocupam moderadas a grandes áreas da bacia (reservatórios de acumulação); e iii) reservatórios localizados em trechos inferiores de rios com alta vazão, sendo geralmente rasos e com abrangência lateral limitada (reservatórios fio d'água, *run-of-river*, Kennedy, 1999). O barramento tipo fio d'água opera sem estoque de água e mantém a vazão de entrada igual a de saída (Straksraba, 1999). Barramentos fio d'água têm sido recentemente adotados na Amazônia brasileira, como é o caso da Hidrelétrica Belo Monte no rio Xingu, PA, que entrou em operação em 2016, e das Hidrelétricas Jirau e Santo Antônio, ambas no rio Madeira, RO, que entraram em operação em 2012, esta última, objeto do presente estudo.

Os novos barramentos tipo fio d'água de hidrelétricas na Amazônia operam com modernas turbinas tipo bulbo, com tomada d'água horizontal e não necessitam de grandes quedas de água para produção energia. Essa condição permite manter a vazão do rio sem alteração, evitando a formação de extensas áreas alagadas e possibilitando o escoamento de sedimentos que seriam depositados próximos à tomada de água (FURNAS, 2005; Finer & Jenkins, 2012). Esse é o caso das Hidrelétricas Jirau e Santo Antônio localizadas no rio Madeira, as quais possuem altas vazões (média anual > 10000 m³/s), com capacidade de geração de mais de 3.500 MW de energia (Ferreira *et al.*, 1988). Com base na revisão bibliográfica publicada por Anderson *et al.* (2015) sobre consequências de barramentos tipo fio d'água em pequenos rios europeus (vazão=0,08-90,0 m³/s; geração=3-700 MW), é possível dizer que o cenário hidrológico em rios amazônicos se apresenta em escala muito maior tanto de vazão como de energia gerada.

No caso específico do rio Madeira, a magnitude da dinâmica hidrológica contribui para a contínua e acelerada renovação da coluna de água, impossibilitando a formação de um sistema estratificado na dimensão vertical, química ou fisicamente (Arantes Jr., 2011). Além disso, seu declive acentuado, alta velocidade da corrente e irregularidade do leito - demonstrada pela presença frequente de corredeiras e cachoeiras - estabelecem mistura permanente da massa de água e estado homogêneo do rio em seu eixo longitudinal (FURNAS, 2005). Os estudos de impactos ambientais na Hidrelétrica Santo Antônio (UHESA) previram no PÓS um pequeno crescimento das populações de algas em resposta a um aumento momentâneo nos teores de nutrientes orgânicos e inorgânicos, decorrentes da inundação das áreas marginais (FURNAS, 2005). Além disso, foram previstos aumento do nível hidrométrico a montante do barramento e manutenção da vazão do rio principal, provocando represamento nos tributários desse trecho que passariam a ter condições mais lênticas e se configurariam como braços do novo reservatório (FURNAS, 2005).

Nos períodos de águas altas antes da construção dos reservatórios Jirau e Santo Antônio, as águas do rio Madeira avançavam sobre suas margens e sobre a foz de cada tributário, inundando as áreas circunvizinhas a esses sistemas. Durante a vazante, as águas retornavam à calha dos tributários que, por sua vez, desaguavam no rio Madeira, carregadas de nutrientes oriundos da vegetação que havia sido inundada (ref). Com o barramento, boa parte desses nutrientes deveria ficar retida nos tributários a montante (braços do reservatório formado), não sendo mais levada diretamente ao rio (FURNAS, 2005). Também foi previsto um relevante decréscimo da turbidez nas águas desses braços, aumentando a disponibilidade de luz na coluna de água, resultando em ampliação de nichos para o fitoplâncton e macrófitas aquáticas não flutuantes, aumentando assim a produção primária (FURNAS, 2005). Considerando a manutenção das condições hidrológicas, os tributários a jusante manteriam suas condições naturais (FURNAS, 2005).

Nesse contexto, esta tese busca ampliar o entendimento das respostas do fitoplâncton às novas condições ambientais impostas pelo barramento do rio Madeira em suas dimensões longitudinal e lateral, além de contribuir para o conhecimento da beta

diversidade total e, de maneira inovadora, de seus componentes diferença de riqueza e substituição de espécies.

Hipóteses

A hipótese geral deste estudo é que o contínuo longitudinal do rio Madeira seja mantido no PÓS, dado o reservatório ser do tipo fio d'água, com descontinuidade lateral no trecho a MON entre o rio principal e os tributários, os quais ficarão mais isolados, mas não a JUS, onde as condições hidrológicas serão mantidas.

Espera-se que no PÓS: i) o BV total, dos GF e a BD do fitoplâncton sejam mantidos no eixo longitudinal do rio principal, em resposta à manutenção do contínuo hidrológico; ii) o BV total do fitoplâncton aumente lateralmente a MON, com maior contribuição nos tributários de GF típicos de ambientes lênticos, além de maior BD em resposta ao efeito de represamento nos tributários pela diminuição da amplitude do pulso de inundação; iii) não ocorram mudanças laterais no BV total, nos GF e na BD a JUS, em resposta à manutenção das condições hidrológicas nesse trecho; e iv) sazonalmente ocorra diminuição da ampla variação do BV total e dos GF, bem como da BD entre AB e AA a MON, em resposta à menor variação da amplitude do pulso de inundação.

Objetivos

Geral

O objetivo geral deste estudo é avaliar se o barramento modifica a comunidade fitoplanctônica (BV total e dos GF e BD), nas dimensões longitudinal (MON e JUS da barragem no rio principal) e lateral (tributários a MON e a JUS).

Específicos

Reconhecer as mudanças nos padrões do BV total e dos GF (capítulo 1), bem como da BD total e seus componentes (capítulo 2) no pós barramento, ao longo do eixo longitudinal do rio Madeira e em seus tributários de MON e JUS, nos períodos de AB e AA.

Relacionar as mudanças ambientais ocorridas no PÓS com o BV do fitoplâncton e dos GF (capítulo 1) bem como com a BD e seus componentes (capítulo 2) no eixo

longitudinal do rio Madeira e em seus tributários de MON e JUS nos períodos de AB e AA (capítulo 1).

2. Métodos

2.1 Área de estudo

A Região Hidrográfica do Rio Amazonas é a maior e mais densa rede fluvial do mundo. Drena aproximadamente 6,4 milhões de km² do continente sulamericano e contribui com 18-20% da descarga mundial das águas continentais nos oceanos (Sioli, 1984). O rio Amazonas é o coletor final desse sistema de drenagem extremamente complexo, constituído de inúmeros tributários de pequeno, médio e grande porte.

O rio Madeira é o principal afluente do rio Amazonas, com 1450 km de extensão (Bastos *et al.*, 2006) e é o quarto maior rio do planeta em termos de vazão, menor somente que os rios Amazonas, Congo e Orinoco (Tundisi & Matsumura Tundisi, 2008). É um rio binacional localizado entre Brasil e Bolívia, formado a partir do encontro dos rios Madre de Dios e Beni, na Bolívia. Suas águas têm origem principalmente na zona periférica ocidental da América do Sul (regiões Andina e pré Andina) e são classificadas como brancas, por apresentarem altas cargas de sedimentos em suspensão e de nutrientes, resultando em alta turbidez (Sioli, 1975; Junk, *et al.*, 2011). Já seus tributários são mais heterogêneos e podem ser de águas pretas, claras e brancas (Sioli, 1984; Junk, *et al.*, 2011).

A bacia hidrográfica do rio Madeira tem uma área total de aproximadamente 1,47 milhões de km² o que representa cerca de 20% da Região Hidrográfica do Amazonas (Goulding *et al.*, 2003; Figura 2). Sua descarga anual média é de 29.000 m³/s na foz, com valores máximos de 40.000 m³/s na enchente e mínimos de 4.000 m³/s na vazante (Ferreira *et al.*, 1988). Pode ser considerado um rio muito grande (vazões médias > 10.000m³/s), segundo classificação de Kalff (2002).

O rio Madeira é regido pelo pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990), com média anual de amplitude do pulso de aproximadamente 11 metros (Junk, *et al.*, 2011). De acordo com a recente classificação de Junk *et al.* (2014) para áreas úmidas do Brasil, é um rio de área alagável interior, com pulso de inundação unimodal, previsível e de longa duração. Por conta da amplitude do pulso, a zona de transição aquático-terrestre (ATTZ) exerce um importante papel na estrutura e funcionamento dos

ecossistemas da planície de inundação do rio Madeira (Junk, *et al.*, 2011). Além disso, a sazonalidade marcada pelos períodos hidrológicos tem um controle importante sobre a química das águas do rio Madeira (Leite *et al.*, 2011) assim como sobre as comunidades biológicas, incluindo as planctônicas (Arantes Jr., 2011).

Dada a elevada carga de sedimentos transportada (500-600 milhões de toneladas/ano em sua foz (Martinelli *et al.*, 1989), o que o torna o principal contribuinte da carga de sedimentos transportada pelo rio Amazonas (>50%), o rio Madeira é marcadamente turbido durante a maior parte do ano, com forte sazonalidade das concentrações de sedimentos, sendo os valores máximos registrados nas águas altas (AA) e mínimos nas águas baixas (AB) (Leite *et al.*, 2011).

O reservatório da Hidrelétrica Santo Antônio (UHESA) foi formado em setembro de 2011 e começou a operar em março de 2012. A área de influência da UHESA é de 300 km, com o barramento na porção intermediária desse trecho. Sua estratégia de construção é tipo fio d'água (*run-of-river*), com as turbinas tipo bulbo posicionadas de forma horizontal em relação à passagem da água, deixando verter o mesmo volume de entrada, evitando a formação de extensas áreas alagadas. A fase pós barramento (PÓS) compreende o início do enchimento do reservatório, correspondendo à recuperação natural de nível hidrométrico (NH) do rio Madeira após as AB, quando todas as comportas disponíveis para manobra ficaram abertas em lâmina livre. O fechamento parcial dos vertedouros ocorreu para que NH do reservatório atingisse a cota máxima (~70,0 m.a.s.l.), o que se deu durante AA de 2011. O processo de enchimento do reservatório levou 100 dias. O reservatório formado abrange uma área de 421,6 km² e tem uma extensão de cerca de 150 km, com capacidade de geração de energia de 3.568MW (<http://www.santoantonioenergia.com.br/empresa/usina-em-numeros/>, acessado em 12/12/2016).

2.2 Coleta de amostras e de dados

Foram coletadas 198 amostras ao longo de 300 km de extensão do rio Madeira (150 km a montante, MON, e 150 km a justante, JUS, do reservatório), totalizando 22 estações de coleta (oito no rio Madeira - cinco a MON e três a JUS da barragem - e 14 em nove tributários - 11 a MON e três a JUS). Alguns tributários de MON (CEA.01,

TEO.01 e JAT I.01) tiveram acrescentada no PÓS uma estação de coleta mais distal ao rio Madeira (Figura 2, Tabela 1).

Tabela 1 -: Coordenadas e siglas das estações de coleta no sentido montante-jusante da barragem do rio Madeira (Datum SAD 69).

Estação de coleta	Siglas	Latitude	Longitude
Montante			
1- Rio Madeira	M5	9°12'37"	64°37'14"
2-Rio Caripuna	CAR	9°11'41"	64°37'25"
3-Rio Madeira	M4	9°10'25"	64°38'39"
4-Rio Jaciparaná	JAC.01	9°13'37"	64°23'5"
5-Rio Jaciparaná	JAC.02	9°17'20"	64°23'53"
6-Rio Jaciparaná	JAC.03	9°23'0"	64°24'11"
7-Rio Caracol	CRC	9°11'48"	64°22'29"
8-Rio Mucuí	CEA	9°4'35"	64°19'7"
9-Rio Mucuí	CEA.01	9°5'17"	64°20'4"
10-Rio Madeira	M3	9°1'39"	64°16'44"
11-Rio Madeira	M2	8°55'35"	64°4'56"
12-Igarapé Teotônio	TEO	8°51'39"	64°1'40"
13-Igarapé Teotônio	TEO.01	8°52'2"	64°2'40"
14-Igarapé Jatuarna I	JAT.I	8°49'46"	64°2'57"
15-Igarapé Jatuarna I	JAT I.01	8°45'37"	64°2'18"
16-Rio Madeira (barragem)	M1	8°50'31"	63°59'42"
Jusante			
17-Rio Madeira	J1	8°47'17"	63°55'53"
18-Igarapé Jatuarna II	JAT.II	8°38'48"	63°55'8"
19-Rio Madeira	J2	8°38'34"	63°51'0"
20-Igarapé Belmont	BEL	8°38'13"	63°52'2"
21-Rio Jamari	JAM	8°35'56"	63°48'21"
22-Rio Madeira	J3	8°18'33"	63°23'32"

A cachoeira de Santo Antônio, localizada na porção intermediária do trecho estudado, foi o local de construção da barragem (M1) da Hidrelétrica Santo Antônio, nas proximidades da cidade de Porto Velho. Para o capítulo 1, as amostras foram coletadas semestralmente nos períodos hidrológicos de AB e AA de outubro de 2009 a agosto de 2011 no PRÉ (43 no rio Madeira, 36 nos tributários), e de outubro de 2011 a outubro de 2013 no PÓS (37 no rio Madeira, 60 nos tributários).

Fitoplâncton e nutrientes foram coletados com garrafa de Van Dorn na subsuperfície na calha do rio Madeira e de seus tributários. O NH e a vazão do rio Madeira foram obtidos a partir de médias mensais dos valores diários nas estações hidrológicas da Agência Nacional das Águas (ANA-<http://hidroweb.ana.gov.br/>, acessado em 07/08/2015), localizadas próximas a M5 ($9^{\circ}12'10''\text{S}$ e $64^{\circ}36'31''\text{W}$, estação 15341000, Caldeirão do Inferno) e a J1 ($8^{\circ}44'54''\text{S}$ e $63^{\circ}55'01''\text{W}$, estação 15400000, Santo Antônio).

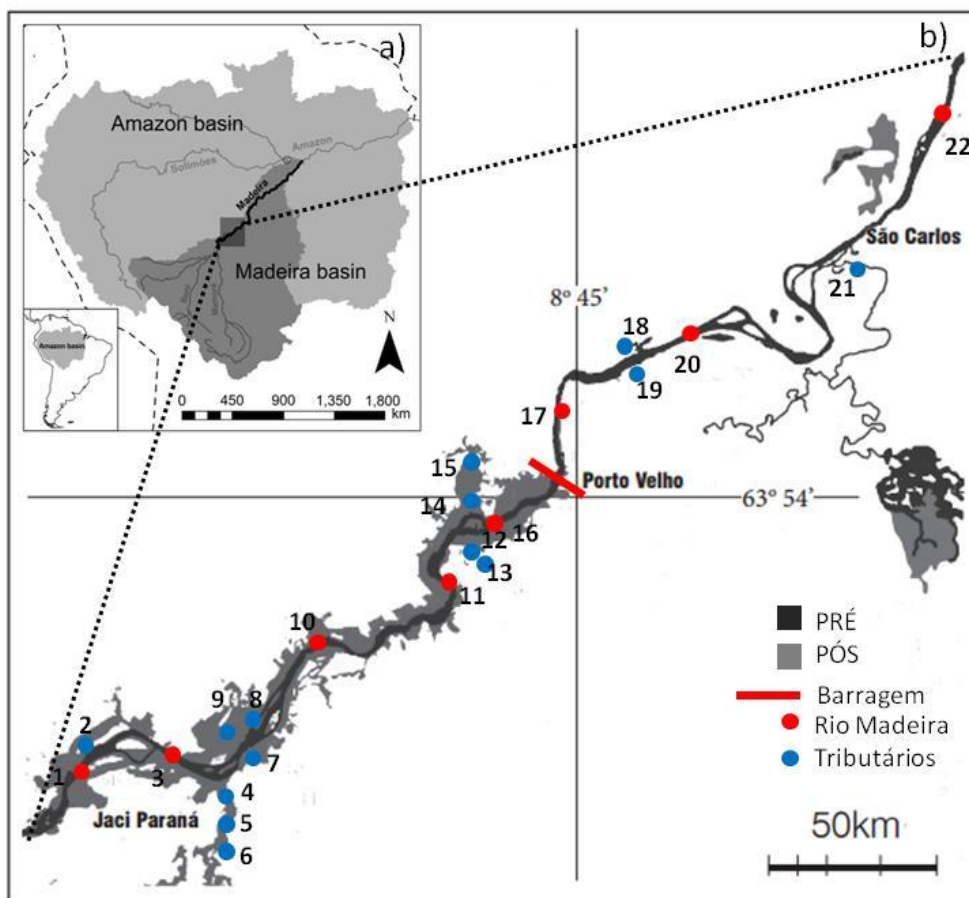


Figura 2 - Mapa da área de estudo evidenciando: a) localização da bacia do rio Madeira (cinza escuro), inserida na Região Hidrográfica do Amazonas (cinza claro); em destaque (quadrado cinza escuro) o trecho estudado de 300 km no rio Madeira (modificado de Almeida *et al.*, 2015); b) área de Influência da Hidrelétrica Santo Antônio na fase PRÉ (preto) e PÓS (cinza escuro). A barra vermelha representa a barragem; círculos vermelhos=amostras do rio Madeira; círculos azuis=amostras dos tributários. As 22 estações de coleta estão enumeradas de acordo com a Tabela 1.

2.3 Análise das amostras

As amostras de fitoplâncton foram fixadas *in situ* com solução de Lugol neutro. A densidade das populações fitoplanctônicas (ind/mL) foi estimada pelo método de sedimentação de Utermöhl (1958), em microscópio invertido marca Zeiss Oberkochen, modelo Axiovert 10. A enumeração dos organismos (células, colônias, filamentos) foi feita em campos aleatórios (Uehlinger, 1964) em microscópio invertido, marca Zeiss Oberkochen, modelo Axiovert 10, a 400 aumentos. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). Os organismos foram enumerados, sempre que possível, em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais frequente, sendo o erro inferior a 20% ($p < 0,05$; Lund *et al.*, 1958). Quando esse número de indivíduos não foi alcançado, nós aplicamos a curva de rarefação até que o número de espécies atingisse uma assíntota. O biovolume das populações fitoplanctônicas (μm^3 peso fresco/L) foi estimado pela multiplicação da densidade de cada espécie (ind/mL) vezes o volume médio (μm^3) de cada espécie (Hillebrand *et al.*, 1999), sempre que possível com base nas medidas de pelo menos 30 organismos.

As amostras para zooplâncton foram obtidas com bomba elétrica (Rule 1500), vazão de 5.670 litros por hora, coletando-se cerca de 200 litros de água (mensurados por hidrômetro) integrados da subsuperfície até 1m de profundidade os quais foram filtrados em rede de 68 μm de abertura de malha. O material coletado foi mantido em frascos de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio. Em laboratório, as amostras foram concentradas a um volume de aproximadamente de 75 mL. O zooplâncton foi quantificado através da enumeração de indivíduos em câmaras de Sedgwick-Rafter e os resultados expressos em ind/L.

As amostras de água foram filtradas em filtros Whatman GF/C para análise de nutrientes dissolvidos (fósforo solúvel reativo, FSR; sílica solúvel reativa, SiSR; íons amônio, N-NH_4^+ ; nitrato, N-NO_3^- e nitrito, N-NO_2^-) e as não filtradas, para estimar nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT). A temperatura da água, condutividade, pH, oxigênio dissolvido e turbidez foram medidos através de sonda Yellow Spring, YSI 6820. Para estimar as concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos, o nitrato foi

reduzido a nitrito através de solução com tampão alcalino e passagem da amostra por uma coluna de limalhas de cádmio cóbrico; o FSR foi determinado através da reação com reagente composto por molibdato, ácido ascórbico e antimônio trivalente; amônio foi analisado pelo método fenol-hipoclorito, usando nitroprussido como catalizador; o FT foi determinado pela oxidação usando persulfato (Mackereth *et al.*, 1978); e o NT por digestão com persulfato (limites de detecção ~5,0 µg/L). Reações com molibdato de amônio ácido e sulfito de sódio reduzido foram usadas para analisar a SiSR (Wetzel, 1990).

As amostras foram coletadas pela equipe técnica da Ecology and Environment do Brasil, empresa responsável pelo monitoramento limnológico na UHESA. As análises do zooplâncton foram realizadas no Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos, sob a supervisão da Profa. Odete Rocha e as de nutrientes, no Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, sob supervisão do Prof. Fabio Roland.

Os métodos específicos para alcançar os objetivos propostos em cada capítulo estão descritos na sessão Métodos dos capítulos 1 e 2.

Capítulo 1

Respostas do fitoplâncton (biovolume total e grupos funcionais) ao barramento tipo fio d'água em um rio amazônico de alta vazão e seus tributários (rio Madeira, RO)

Resumo

Barragens geram descontinuidades longitudinais e laterais nas condições ambientais e modificam a dinâmica dos ecossistemas e suas comunidades. Dentre essas, a comunidade fitoplanctônica que, dado ao curto tempo de geração de seus integrantes, se configura como excelente sensor de alterações ambientais naturais e antrópicas. Em 2012, entrou em operação a Hidrelétrica Santo Antonio (UHESA), construída na altura da cachoeira de mesmo nome (08'50'31"S; 63'59'42"O), em Porto Velho, RO. O barramento é do tipo fio d'água que opera sem estoque de água, mantendo a vazão de entrada igual a de saída. O rio Madeira é de alta vazão (média anual $>10.000 \text{ m}^3/\text{s}$), com pulso de inundação (PI) previsível, amplo e de longa duração. Após o enchimento (PÓS) do reservatório foram previstos o aumento do nível hidrométrico (NH) e diminuição da amplitude do PI a montante da barragem (MON), com efeito de represamento dos tributários desse trecho, mas não dos tributários a jusante (JUS). Nossa hipótese é que o contínuo longitudinal do rio Madeira seja mantido devido ao barramento ser do tipo fio d'água aliado a sua alta vazão, mas que ocorra descontinuidade lateral no trecho a MON entre o rio principal e os tributários, os quais ficarão mais isolados, não havendo efeitos laterais a JUS, dada à manutenção das condições hidrológicas naquele trecho. Nós esperamos que: i) o biovolume (BV) total e o BV dos grupos funcionais baseados na morfologia (GFBM) do fitoplâncton sejam mantidos no eixo longitudinal do rio principal, mas aumentem nos tributários a MON, com maior contribuição de GF típicos de ambientes lênticos; ii) a composição e BV das comunidades fitoplanctônicas mantenham-se lateralmente a JUS em resposta à manutenção das condições hidrológicas; e iii) sazonalmente, ocorra diminuição da ampla variação do BV total e dos GF entre águas baixas (AB) e altas (AA) a MON em resposta à menor variação da amplitude do PI. O objetivo deste estudo é avaliar se o

barramento modifica as comunidades fitoplanctônicas nas dimensões longitudinal no rio principal (MON e JUS) e lateral (tributários de MON e JUS). Para tanto, nós coletamos amostras na subsuperfície do rio Madeira e tributários (n=198), ao longo de 300 km, nas fases PRÉ (10/2009 a 08/2011) e PÓS (10/2011 a 10/2013), a MON e JUS da barragem (oito estações no rio principal e 14 nos tributários), nos períodos de AB e AA. O fitoplâncton de ambos os sistemas foi avaliado com base no BV e sua composição através de (GFBM). As relações entre o BV total e dos GFBM do fitoplâncton *versus* as condições ambientais foram avaliadas, respectivamente, através de análises de regressões e de análises de redundância. Nossos resultados mostraram que no PÓS: i) o BV total e dos GFBM do fitoplâncton (exceto GFBM VII) foram mantidos no eixo longitudinal do rio principal, mas aumentaram em cinco vezes nos tributários a MON em relação ao PRÉ, com principal resposta do GFBM V (fitoflagelados), mais importante tanto em AB como em AA no PÓS, o qual se relacionou a maior transparência e temperatura da água; ii) o BV total e dos GFBM foram mantidos nos tributários de JUS, em resposta à manutenção das condições hidrológicas; e iii) o BV total no rio Madeira tornou-se semelhante entre AB e AA, antes significativamente distintos, em resposta à menor variação da amplitude do PI. Conforme esperado, esse estudo mostra que a forte vazão do rio Madeira, aliada ao barramento tipo fio d'água, contribuíram para manter relativamente inalteradas as condições ambientais em seu eixo longitudinal, mas que os tributários a MON foram mais suscetíveis ao barramento, sobretudo, os localizados no primeiro terço acima da barragem (~50 km). Assim, reservatórios tipo fio d'água em rios de forte vazão mantêm o contínuo longitudinal do rio principal, mas a diminuição da amplitude do PI leva a efeito lateral homólogo ao que ocorre nos braços dos reservatórios de acumulação. A implicação prática de nossos resultados é que, ao serem construídos reservatórios em rios de planície de inundação, os estudos de avaliação de impacto devem contemplar, sobretudo, os efeitos causados sobre o ecossistema em sua dimensão lateral, mesmo se tratando de reservatórios tipo fio d'água, onde é suposta a inundação de uma área menor que aquela de reservatórios de acumulação.

Palavras-chave: hidrelétricas, pulso de inundação, descontinuidades longitudinal e lateral

Introdução

Barramentos geram descontinuidades longitudinais e laterais nas condições ambientais, modificando a estrutura e funcionamento dos ecossistemas com consequências sobre suas comunidades, as quais são primariamente adaptadas às condições naturais do fluxo da água (Bunn & Arthington, 2002; Poff & Zimmerman, 2010; Ellis & Jones, 2013). Dentre essas comunidades, encontra-se o fitoplâncton que, além de ser importante recurso para níveis tróficos superiores (Reynolds, 2006), se configura, dado a seu curto tempo de geração, como excelente sensor de alterações ambientais naturais e antrópicas (Margalef, 1978). As principais respostas das comunidades fitoplanctônicas a barramentos em rios em geral, e também em rios de planície de inundação, são suportadas pelo conceito de descontinuidade em série, quando o barramento interrompe o gradiente do contínuo longitudinal (Ward & Stanford, 1983) descrito por Vanote *et al.* (1980) e modifica o gradiente hidrológico lateral (Ward & Stanford, 1995a,b) descrito por Junk *et al.* (1989).

As respostas do fitoplâncton a barramentos de rios, sobretudo aqueles de acumulação, apontam para: i) o acúmulo de abundância (biomassa) total a montante da barragem, tanto no rio principal (corpo do reservatório formado; Ribeiro *et al.*, 2005; Dai *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2010; Alhansen, 2015; Rodrigues *et al.*, 2015; Bortolini *et al.*, 2016), como nos tributários desse trecho (braços do reservatório formado), principalmente resultante da redução da vazão e do conseqüente aumento na disponibilidade de luz (Dai *et al.*, 2010; Alhansen, 2015; Ribeiro *et al.*, 2005); ii) mudanças na composição de espécies típicas de ambientes lóticos, antes dominantes, para espécies de ambientes lênticos, com redução de diatomáceas e aumento e codominância de espécies dos grupos das criptofíceas, clorofíceas e cianobactérias (De Filippo *et al.*, 1999; Dai *et al.*, 2010; Rodrigues *et al.*, 2009; Bovo-Scomparin *et al.*, 2013; Alhansen, 2015); e iii) redução da biomassa a jusante em resposta à retenção de nutrientes, de sólidos em suspensão e da própria comunidade fitoplanctônica a montante (Kalff, 2002; Zalocar De Domitrovic *et al.*, 2007, Rodrigues *et al.*, 2015, Bovo-Scomparini *et al.*, 2013). Mudanças promovidas em uma lagoa costeira da Região dos Lagos no Rio de Janeiro, quando o rio a jusante da lagoa foi barrado para formar o reservatório para

abastecimento (Juturnaíba), mostrou diminuição da abundância de cianobactérias e clorofíceas para organismos flagelados, principalmente criptofíceas e crisofíceas (Huszar *et al.* 1993).

Conforme exposto, as respostas das comunidades fitoplanctônicas a barramentos têm sido tradicionalmente abordadas considerando grandes grupos taxonômicos de algas. No entanto, mais recentemente o fitoplâncton vem sendo estudado a partir de abordagens funcionais, as quais se baseiam em agrupamentos de espécies que respondem de maneira similar a condições ambientais (Brasil & Huszar, 2011), uma vez que compartilham características morfológicas, fisiológicas e fenológicas que definem suas estratégias adaptativas a sobrevivência e crescimento (Violle *et al.*, 1997). A abordagem funcional para o fitoplâncton foi originalmente proposta para lagos por Reynolds (1980) inspirado em estudos fitossociológicos da vegetação terrestre (Braun-Blanquet 1964) e consolidada em Reynolds (1997) e Reynolds *et al.*, (2002). Posteriormente, os agrupamentos foram revisados por Padisák *et al.*, (2009), que validaram grupos formados por espécies típicas de rios, propostos inicialmente por Borics *et al.*, (2007), e esclareceram equívocos quanto à alocação de espécies em um determinado grupo. Recentemente, Kruk *et al.*, (2016) propuseram nomear Grupos Funcionais de Reynolds em homenagem a Colin Stanley Reynolds por sua seminal contribuição à abordagem funcional para o fitoplâncton. Outra abordagem funcional para o fitoplâncton, considerando características fisiológicas e morfológicas do fitoplâncton, além da filogenia foi proposta por Salmaso & Padisák (2007), mas restringiu-se a estudo em dois lagos profundos na Europa. Com maior abrangência (ca. 700 espécies em ca. de 220 lagos), os Grupos Funcionais Baseados na Morfologia propostos por Kruk *et al.* (2010) foram construídos com maior objetividade, a partir de características morfológicas fáceis de medir em microscopia óptica. Uma adaptação desta última abordagem para contemplar rios foi proposta recentemente por Chen *et al.*, (2015).

As principais mudanças nos grupos funcionais no pós barramento de rios mostram a passagem de grupos dominantes típicos de rios (diatomáceas cêntricas, unicelulares e pequenas ou filamentosas de maior tamanho, sensíveis à estratificação e escassez de

sílica, tolerantes a baixas intensidades luminosas e turbulência) para codominância de diferentes grupos típicos de lagos, que refletem um ambiente com maior tempo de residência e maior intensidade luminosa (Souza *et al.*, 2016). A influência do reservatório na composição funcional dos sistemas adjacentes via dispersão refletem ambientes com alta insolação e estratificados (Bovo-Scomparin *et al.*, 2013). Assim como para a classificação funcional, a abordagem em nível de grandes grupos taxonômicos evidencia mudanças na composição e aumento da abundância (biomassa) total no pós barramento em resposta à formação de reservatórios do tipo acumulação (de Filippo *et al.*, 1999; Magrin & Matsumura-Tundisi, 1997). No entanto, nada se sabe sobre mudanças funcionais nas comunidades fitoplanctônicas induzidas por barramentos tipo fio d'água.

Particularmente para a Amazônia, tanto quanto se sabe, são escassos os estudos sobre as respostas do fitoplâncton a barramentos, restringindo-se ao trabalho de Magrin & Matsumura-Tundisi (1997) para o reservatório de Samuel também localizado na bacia do rio Madeira. Aquele estudo mostrou mudanças na composição fitoplanctônica no reservatório de acumulação durante o enchimento, quando o fitoplâncton passou de espécies típicas de águas ácidas e turbulentas (p. ex. desmídias e diatomáceas) para espécies flageladas de nutrição mixotrófica (p. ex. euglenofíceas). Tais mudanças ocorreram em resposta ao aumento do tempo de residência da água com a formação de braços no reservatório, locais esses mais ricos em matéria orgânica em decomposição (Magrin & Matsumura-Tundisi 1997). Conforme já apontado, esses estudos foram realizados, sobretudo, em reservatórios do tipo acumulação. Já os novos reservatórios construídos na região amazônica são do tipo fio d'água, que operam sem acúmulo de água e mantêm a vazão de saída igual a de entrada (Kennedy, 1999, FURNAS 2005), o que torna possível a manutenção do contínuo longitudinal do rio (Anderson *et al.*, 2015). Tanto quanto se sabe, os efeitos do barramento sobre o fitoplâncton em reservatórios tipo fio d'água foram abordados apenas no estudo de Bicudo *et al.* (2006) para o reservatório de Rosana (baixo rio Paranapanema, SP, Brasil), que mostraram que as principais mudanças ocorridas não são diferentes daquelas em reservatórios de acumulação.

Estudos sobre impactos ambientais no reservatório tipo fio d'água da Hidrelétrica Santo Antônio (UHESA), objeto do presente trabalho, anteriores à realização das obras previram a manutenção da vazão e aumento do nível hidrométrico a montante da barragem, o qual se estabilizaria na cota 70,0 m mesmo durante águas baixas, com o consequente represamento dos tributários localizados nesse trecho (FURNAS, 2005). Assim, tais tributários teriam sua foz nos braços do novo reservatório, diminuindo a velocidade de suas águas e propiciando a formação de ambientes menos lóticos. Isso levaria a uma compartimentalização lateral entre o corpo principal do reservatório e os mosaicos diferenciados, representados pelos referidos tributários. Também foi previsto um relevante decréscimo da turbidez nas águas desses braços, aumentando a disponibilidade de luz na coluna de água, com ampliação de nichos para o fitoplâncton e macrófitas aquáticas não flutuantes, e, conseqüentemente, aumento da produção primária (FURNAS, 2005).

A hipótese deste estudo é que seja mantido o contínuo longitudinal do rio Madeira, mas que ocorra uma descontinuidade lateral no trecho a montante entre os tributários e o rio principal. Nós esperamos que no pós-barramento: i) o biovolume (BV) total e dos grupos funcionais (GF) do fitoplâncton seja mantido no eixo longitudinal do rio principal, mas ii) aumente nos tributários a montante (MON), com maior contribuição de GF típicos de ambientes lênticos; iii) não ocorram mudanças na composição e BV das comunidades fitoplanctônicas lateralmente a jusante (JUS), em resposta à manutenção das condições hidrológicas; e que vi) sazonalmente, ocorra diminuição da ampla variação do BV total e dos GF, entre águas baixas e altas a MON, em resposta à menor variação da amplitude do pulso de inundação. Assim, o objetivo deste estudo é avaliar se o barramento modifica as comunidades fitoplanctônicas nas dimensões longitudinal no rio principal (MON e JUS da barragem) e lateral (tributários de MON e JUS) na área de influência da UHESA.

Métodos

Área de estudo, coleta de amostras e de dados, e análise das amostras

Esses itens constam da parte geral de métodos comuns aos dois capítulos (página 20).

Análises de dados

Previamente, quatro diferentes abordagens funcionais (Tabela 1) foram testadas a fim de verificar a que melhor explicava as relações entre o biovolume de grupos funcionais com o ambiente no rio Madeira e também nos tributários. A extensão dos gradientes em DCA prévia apontou para análises de redundância (RDA). A abordagem dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) foi a que melhor explicou a variabilidade dos dados no rio Madeira, enquanto nos tributários, foi a dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia para Rios (GFBMR), seguida da GFBM (Tabela 1). Dado o bom desempenho e para manter a mesma abordagem em ambos os compartimentos estudados, nós adotamos os GFBM.

Tabela 1 - Diferentes abordagens funcionais testadas com as respectivas explicabilidades totais da variância total dos dados, número de grupos funcionais e de variáveis ambientais, extensão do gradiente da comunidade fitoplanctônica (inércia total) e resultado do teste de Monte Carlo para a significância de todos os eixos canônicos (F e *p* estatísticos). N=número, var.amb=variáveis ambientais, GFR=Grupos Funcionais de Reynolds, GMF=Grupos Morfo-Funcionais, GFBM=Grupos Funcionais Baseados na Morfologia, e GFBMR=Grupos Funcionais Baseados na Morfologia para Rios.

Classificação	Siglas	Variância total explicada (%)	N grupos / N var. amb.	Inércia total	Teste de todos os eixos canônicos
Rio Madeira					
Reynolds <i>et al.</i> , 2002	GFR	15,0	23/4	3,2	F=3,5; <i>p</i> =0,002
Salmaso & Padisák, 2007	GMF	17,2	23/4	4,0	F=4,1; <i>p</i> =0,002
Kruk <i>et al.</i> , 2010	GFBM	19,2	7/3	2,9	F=6,3; <i>p</i> =0,002
Chen <i>et al.</i> , 2015	GFBMR	13,5	11/3	3,7	F=4,2; <i>p</i> =0,002
Tributários					
Reynolds <i>et al.</i> , 2002	RFG	11,4	20/4	3,9	F=3,2; <i>p</i> =0,002
Salmaso & Padisák, 2007	MFG	14,7	24/5	3,8	F=3,4; <i>p</i> =0,002
Kruk <i>et al.</i> , 2010	MBFG	18,6	7/5	2,9	F=4,5; <i>p</i> =0,002
Chen <i>et al.</i> , 2015	MBFGR	20,7	11/5	3,9	F=5,7; <i>p</i> =0,002

Para testar as mudanças na composição e biovolume (BV) das comunidades fitoplanctônicas nós agrupamos as espécies identificadas nos sete GFBM (Kruk *et al.*, 2010), a partir de rotina do programa R, de acordo com Kruk & Segura (2012).

Testes não paramétricos (Mann-Whitney) foram usados para testar diferenças estatísticas entre os valores medianos das variáveis nas fases (PRÉ e PÓS), trechos (MON e JUS) e períodos hidrológicos (AB e AA).

- i) Para verificar as principais mudanças na área de estudo após o barramento, as fases PRÉ e PÓS foram comparadas em cada sistema (rio e tributários);
- ii) Para testar possível descontinuidade no eixo longitudinal do rio Madeira, os trechos MON e JUS foram comparados no PRÉ e no PÓS (hipótese i);
- iii) Para testar se aumento do nível hidrométrico ocasionou descontinuidade lateral (efeito de represamento) nos tributários localizados a MON da barragem, estes foram comparados entre PRÉ e PÓS (hipótese ii);
- iv) Para testar se a esperada manutenção das condições hidrológicas pelo reservatório tipo fio d'água é responsável por manter os tributários a JUS inalterados, estes foram comparados entre PRÉ e PÓS (hipótese iii),
- v) Para testar se as condições ambientais deixaram de ser marcadamente distintas, em resposta à descontinuidade sazonal, foram comparados os períodos hidrológicos de AB e AA, no PRÉ e no PÓS (hipótese iv).

A limitação por nutrientes ao crescimento fitoplanctônico foi avaliada através das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e fósforo solúvel reativo (FSR), as quais foram comparadas às concentrações que têm sido grosseiramente consideradas para o crescimento do fitoplâncton: fósforo foi considerado limitante quando $< 10 \mu\text{g P/L}$ (SAS, 1989) e nitrogênio $< 100 \mu\text{g N/L}$ (Reynolds, 1997).

A razão biomassa do zooplâncton total (peso seco)/biomassa algal (peso seco) foi utilizada como uma aproximação da pressão de herbivoria (Pzoo) (modificado de Jeppesen *et al.*, 1994). Embora se reconheça que organismos como ciliados e nanoflagelados heterotróficos possam participar da dieta do zooplâncton, o índice aqui

usado é baseado no pressuposto de que o zooplâncton utiliza o fitoplâncton como a única fonte de alimento. Pzoo dá um indicativo grosseiro da percentagem de biomassa fitoplanctônica que está sendo ingerida por dia, assumindo que o zooplâncton consome a cada dia o equivalente à sua biomassa (Jeppesen et al., 1994). A biomassa das espécies representantes dos grupos Copepoda e Cladocera foi determinada a partir de equações de relação peso-comprimento dos indivíduos de acordo com as fórmulas amplamente utilizadas na literatura (Dumont et al., 1975; Bottrell et al., 1976; McCauley, 1984). Para isso foram medidos cerca de 30 indivíduos de cada táxon. Para os rotíferos foi utilizada a técnica proposta por Ruttner-Kolisko (1977), na qual é calculado o biovolume por meio do uso de fórmulas específicas para as formas geométricas que mais se aproximem da forma do indivíduo. Para isso também foram medidos cerca de 30 indivíduos para cada táxon. Uma vez calculado o volume, este é convertido em peso úmido assumindo-se a densidade específica de 1,0 ($1 \mu\text{m}^3 = 10^{-6} \mu\text{g}$ peso úmido). Para a conversão do peso úmido em peso seco foi utilizado o fator 0,1 (Doohan, 1973 apud Bottrell et al., 1976). O peso fresco do fitoplâncton foi considerado igual ao biovolume, assumindo a gravidade específica das células do fitoplâncton de 1 g cm^{-3} . O peso seco do fitoplâncton foi considerado como 10% do peso fresco (Reynolds, 2006).

Com o objetivo de verificar a relação dos GFBM com as condições ambientais no espaço multidimensional em todo o período de estudo, foram realizadas RDAs. Para tanto, primeiro analisou-se a extensão dos gradientes das comunidades fitoplanctônicas (biovolume dos GFBM) no rio Madeira e nos tributários através de Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). A extensão dos gradientes foi $\leq 4\text{SD}$, tendo variado de 2,9 a 4,0SD que, de acordo com ter Braak & Smilauer (2012), permite a aplicação tanto da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para ordenações unimodais, ou RDA para lineares, tendo sido escolhida a RDA nesse estudo.

As variáveis usadas nas RDAs foram previamente selecionadas a partir da verificação de colinearidade através da *Variance inflation factor* (VIF). Dentre os pares colineares, foram excluídas variáveis com $\text{VIF} > 20$ (ter Braak & Smilauer, 2012). Além do VIF, foi

utilizado conhecimento ecológico para diagnóstico dos pares colineares e para a escolha entre variáveis que melhor se relacionam ao fitoplâncton. Depois de removidas as variáveis com $VIF > 20$, um conjunto de oito variáveis foi oferecido para a seleção progressiva (*Forward selection*) nas RDAs: profundidade máxima ($Z_{m\acute{a}x}$), transparência da água (Transp), temperatura da água (Tágua), pH, nutrientes em suas formas dissolvidas (NID, FSR, SiSR) e pressão de herbivoria pelo zooplâncton (Pzoo). A importância de cada variável foi acessada através de seleção progressiva produzida em cada RDA e somente as variáveis significativas ($p < 0,05$) foram retidas (ter Braak, 1986). Teste de Monte Carlo com 499 permutações foi aplicado com o objetivo de testar a significância do primeiro eixo canônico e da soma de todos os eixos canônicos. Todas as RDAs foram significativas ($p = 0,002$) e realizadas no *software* Canoco 5.0 (ter Braak & Smilauer, 2012). Para evitar zeros, a variável resposta (biovolume dos GFBM) e Pzoo foram transformadas em $\log x + 1$. Com o objetivo de homogeneizar a variância dos dados, as variáveis abióticas foram transformadas ($\log x$) exceto pH.

Com o objetivo de resumir o meio abiótico, foi realizada análise de componentes principais (ACP). As variáveis foram previamente transformadas ($\log x$), exceto pH. O foco da escala foi simétrico e as amostras foram centralizadas (Smilauer & Leps, 2014). As variáveis utilizadas foram aquelas do conjunto de variáveis oferecidas para a seleção progressiva na RDA ($VIF < 20$).

Com o objetivo de verificar a relação do BV total do fitoplâncton com as condições ambientais foram realizadas análises de regressões múltiplas com as mesmas variáveis e iguais transformações utilizadas na RDA, no *software* Statview V 5.0. Os gráficos de superfície resposta apresentados na Figura 10 foram produzidos pela interpolação de dados brutos, usando ponderação pelo inverso da distância no *software* Sigmaplot 12.

Resultados

Hidrologia do rio Madeira

Os dados medianos mensais do NH (Figura 1A) e da vazão (Figura 1B) do rio Madeira, medidos a MON e JUS da barragem, tanto na fase PRÉ como PÓS, mostraram padrões unimodais clássicos de um rio amazônico. O NH variou de 46,3 a 75,4 m a.s.l., tendo sido sempre maior a MON do que JUS, dado ao desnível natural da área de estudo (Figura 1A). No entanto, no PÓS, embora a tendência unimodal tenha sido mantida a cada ciclo hidrológico anual, foi observada uma menor amplitude a MON, passando em média de 9,6 m para 2,7 m (Figura 1A). Nesse trecho, a cota mínima de ~70,0 m foi mantida junto à barragem durante as águas baixas (AB) (Figura 1A, linha horizontal). A JUS, o pulso foi mantido amplo (12,4m; Figura1A). A vazão do rio Madeira variou de 3564 a 43615 m³/s, evidenciando padrão unimodal, mas ao contrário do NH, não foi significativamente diferente ($p=0,87$) entre MON (mediana=6948 m³/s) e JUS (mediana 7797 m³/s) tanto no PRÉ quanto PÓS (Tabela 2; Figura 1B), evidenciando manutenção do forte escoamento hidráulico.

Assim, o cenário hidrológico no rio Madeira no PÓS em relação ao PRÉ, foi marcado pelo aumento do NH a MON, com a conseqüente diminuição da amplitude do pulso de inundação nesse trecho, além da manutenção da vazão e do NH a JUS.

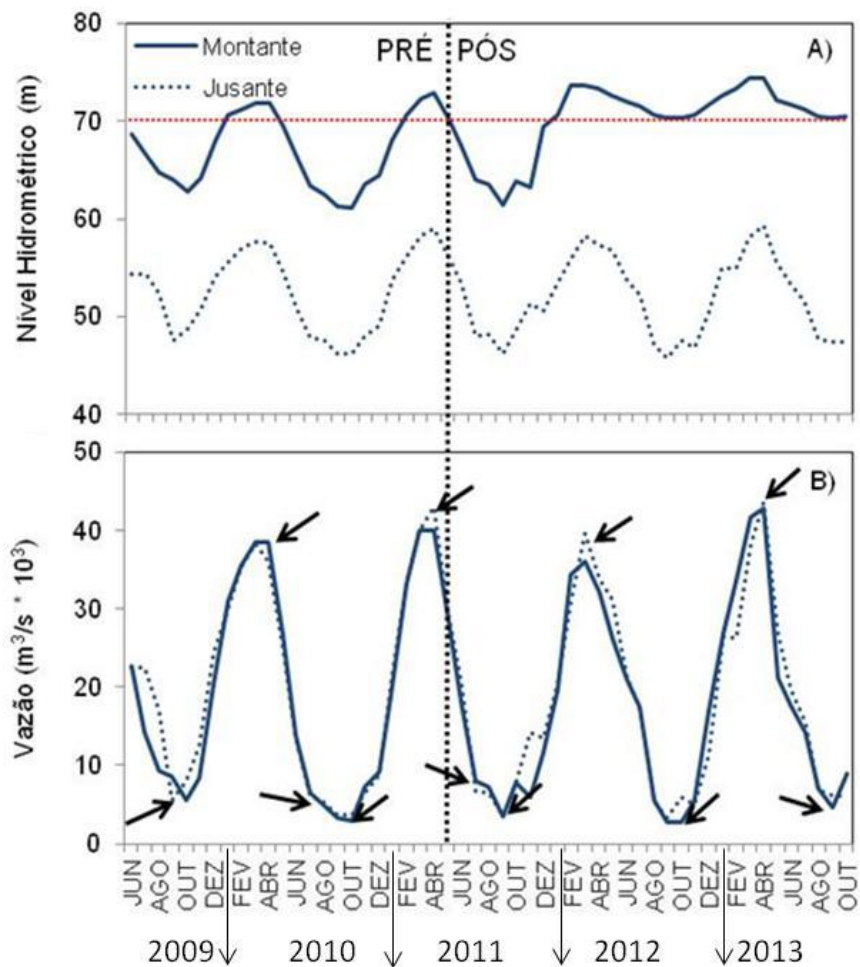


Figura 1 - Médias mensais do nível hidrométrico (A) e da vazão (B) do rio Madeira medidos de junho de 2009 a outubro de 2013 a montante e jusante do barramento. As setas indicam as datas de amostragem nos períodos de águas baixas e altas. Linha horizontal vermelha indica o nível hidrométrico mantido no pós barramento (~70 m) e linha vertical pontilhada separa as fases pré e pós-barramento (PRÉ e PÓS).

O meio físico e químico do rio Madeira

A profundidade máxima ($z_{\text{máx}}$) das estações de coleta no eixo longitudinal do rio variou de 6,1 m a 37,0 m e foi significativamente maior ($p=0,006$) no PÓS (mediana=19,0m) do que no PRÉ (mediana=14,9m; Tabela 2). Em MON, as maiores $z_{\text{máx}}$ no PÓS em relação ao PRÉ refletiram o aumento do NH, não tendo sido observadas diferenças significativas em JUS (Figura 2A; Anexo 1). As marcadas diferenças entre AB e AA, registradas no PRÉ, deixaram de ser observadas no PÓS (Figura 2B; Anexo 2). A transparência das águas do rio Madeira foi sempre marcadamente reduzida durante todo o estudo e variou de 0,05 a 0,25m; além disso, foi significativamente menor ($p=0,0086$) no PÓS (mediana=0,05m) que no PRÉ (mediana=0,1m). Essa menor transparência no PÓS foi observada tanto em MON quanto em JUS nas AB (Figura 2C), mas não em AA quando se manteve reduzida (Figura 2D). As temperaturas das águas superficiais do rio Madeira foram sempre superiores a 26°C (26,4-32,3°C), sendo significativamente maiores ($p<0,0001$) no PÓS (mediana=29,8°C) do que no PRÉ (mediana=27,9°C; Tabela 2). As maiores temperaturas da água no PÓS ocorreram tanto a MON (mediana=29,8°C) quanto a JUS (mediana=29,5°C; Figura 2E). Esse cenário foi também observado em AB e em AA (Figura 2F). As águas superficiais do rio Madeira apresentaram-se circumneutras, com valores de pH entre 6,1 e 7,9, os quais foram similares ao longo do período de estudo ($p=0,24$; mediana=7,4), tanto em MON quanto em JUS (Figura 2G). No entanto, quando considerado os períodos hidrológicos no rio como um todo, menores valores de pH foram observados no PÓS tanto em AB quanto em AA (Figura 2H).

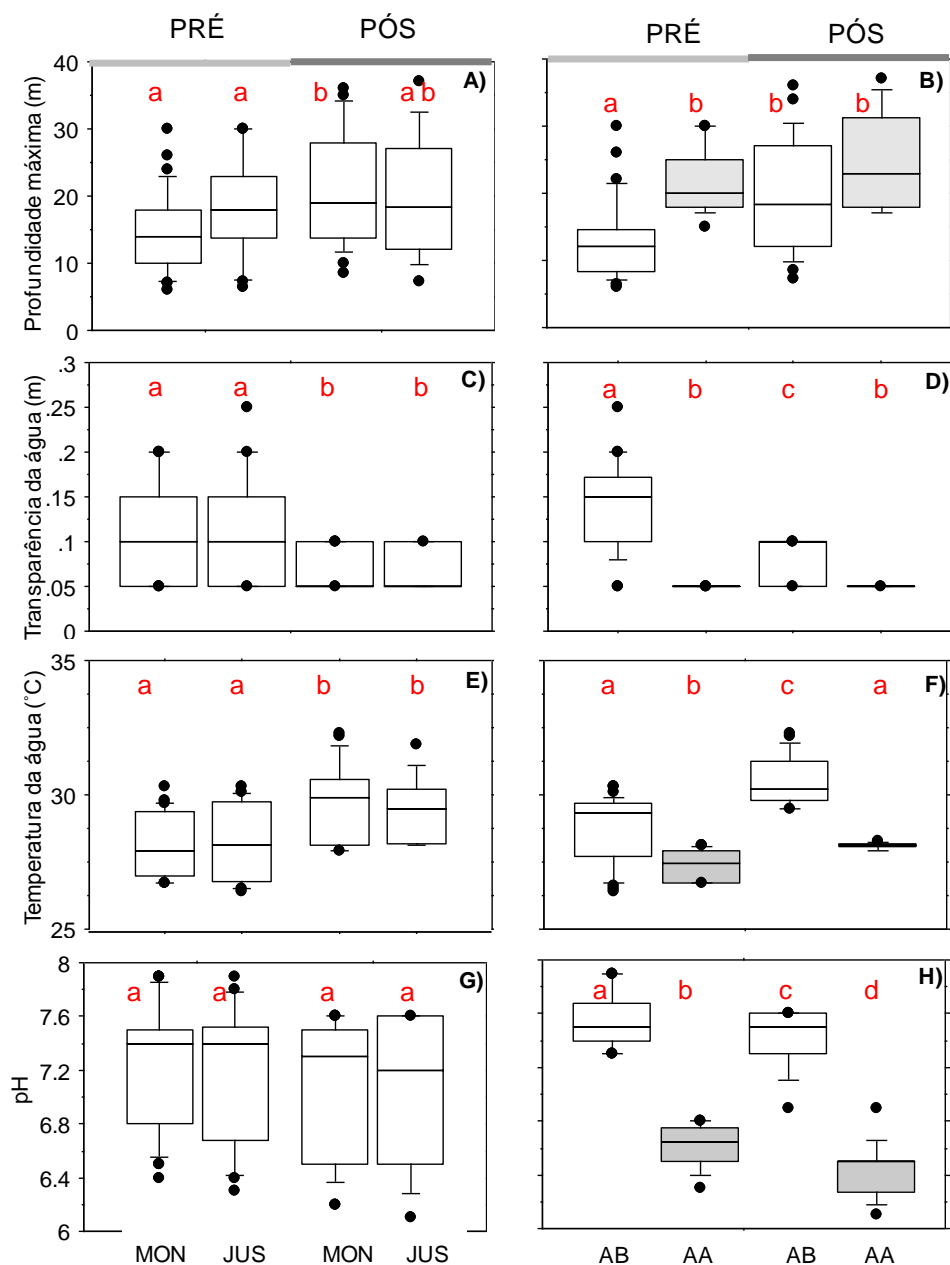


Figura 2 - *Box plots* da profundidade máxima (A-B), transparência da água (C-D), temperatura da água (E-F) e pH (G-H) no rio Madeira a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem, em águas baixas (AB) e altas (AA) no pré e pós-barramento (PRÉ e PÓS). A linha dentro das caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25° e 75° percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10° e 90° percentis e os pontos são *outliers*. Cada caixa abrange a variabilidade sazonal (painéis à esquerda) e espacial (painéis à direita). Letras minúsculas diferentes representam dados significativamente diferentes ($p < 0,05$).

As concentrações totais de nitrogênio (NT) variaram em 16 vezes no período de estudo (200,0 a 3195,9 $\mu\text{g/L}$) e as de fósforo total (FT), em nove vezes (52,0 a 675,5 $\mu\text{g/L}$). A

concentração mediana de NT foi 1,7 vezes maior no PÓS (1391,4 $\mu\text{g/L}$) que no PRÉ (800,1 $\mu\text{g/L}$; $p < 0,0001$), mas a de FT não foi significativamente diferente ($p = 0,49$; Tabela 2). As formas inorgânicas dissolvidas de nitrogênio (NID) e fósforo (FSR) representaram, respectivamente, 43 e 4% das formas totais. As concentrações de NID variaram de 50,6 a 1566,8 $\mu\text{g/L}$ (mediana = 257,3 $\mu\text{g/L}$) e em 92% das amostras foram observados valores $> 100 \mu\text{g/L}$ (Figuras 3A e 3B), sendo nitrato a fração dominante (92%). Concentrações significativamente maiores de NID ($p < 0,0001$) foram observadas no PÓS (mediana=598,6 $\mu\text{g/L}$), quando comparadas ao PRÉ (mediana=194,5 $\mu\text{g/L}$), tanto em MON como em JUS e tanto em AB como AA (Figuras 3A e 3B). As concentrações de FSR variaram entre 4,3 e 47,7 $\mu\text{g/L}$, com 87% das amostras apresentando valores $> 10 \mu\text{g/L}$. Não foram observadas diferenças significativas no FSR ($p = 0,29$) no PÓS (mediana=17,0 $\mu\text{g/L}$; Tabela 2) nem entre MON e JUS (Figura 3C). No entanto, menores concentrações de FSR foram observadas em AA do PÓS se comparadas ao PRÉ (Figura 3D). As concentrações de sílica solúvel reativa (SiSR) variaram de 0,2 a 14,3 mg/L e foram significativamente maiores ($p = 0,006$) no PÓS (mediana=14,3 mg/L) do que no PRÉ (mediana=8,6 mg/L ; Tabela 1), tanto em MON como em JUS (Figura 3E). Os maiores valores de SiSR no PÓS ocorreram tanto em AB quanto em AA (Figura 3F).

Assim, o meio físico e químico do rio Madeira na fase PÓS apresentou AB com maior $z_{\text{máx}}$ a MON, maior Tágua e menor Transp tanto a MON como a JUS. Além disso, mostrou concentrações similares de FSR e maiores concentrações de NID, NT e SiSR, em ambos os períodos hidrológicos tanto a MON como a JUS. Foram observadas tendências a ausência de limitação ao crescimento fitoplanctônico por nitrogênio e fósforo. As mudanças ocorridas no PÓS, tanto em MON como em JUS, evidenciaram a manutenção do contínuo longitudinal do rio Madeira.

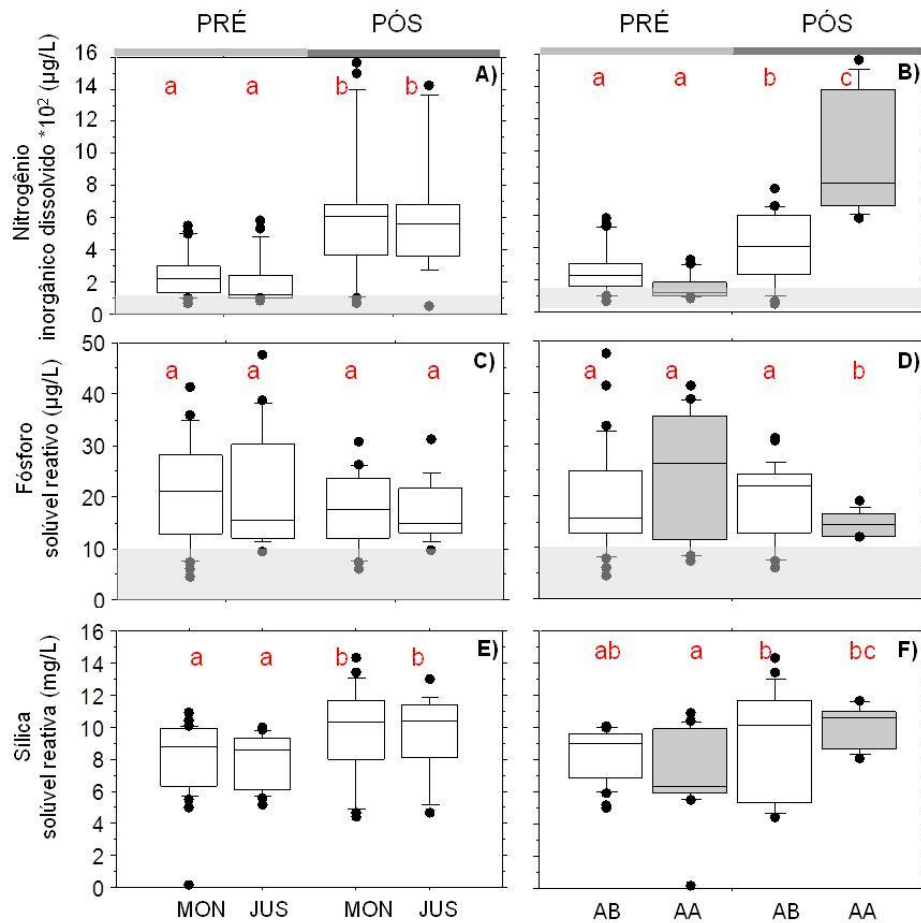


Figura 3 - *Box plots* das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (A-B), do fósforo solúvel reativo (C-D) e da sílica solúvel reativa (E-F) no rio Madeira; a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem em águas baixas (AB) e águas altas (AA) no pré e pós-barramento (PRÉ e PÓS). A linha dentro das caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25° e 75° percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10° e 90° percentis e os pontos são *outliers*. Letras minúsculas diferentes representam dados significativamente diferentes ($p < 0,05$). Áreas em cinza representam os valores considerados limitantes ao crescimento do fitoplâncton. Cada caixa abrange a variabilidade sazonal (painéis à esquerda) e espacial (painéis à direita).

Tabela 2-: Valores mínimos (Mín), máximos (Máx), medianos (Med) e coeficiente de variação (CV) das variáveis hidrológicas, físicas e químicas da água no rio Madeira em todo o período de estudo (n=84), nas fases de PRÉ (n=47) e PÓS barramento (n=37), nos trechos montante (MON, PRÉ n=30 e PÓS, n=37) e jusante (JUS, PRÉ n=17 e PÓS, n=14) e nos períodos hidrológicos de águas baixas (AB, PRÉ, n=31 e PÓS, n=24) e águas altas (AA, PRÉ, n=16 e PÓS, n=13). São também mostrados os valores do resultado do teste Mann-Whitney entre as fases do barramento (p). NH= nível hidrométrico, Q= vazão, $z_{máx}$ = profundidade máxima, Transp= transparência da água, Tágua=temperatura da água, NID=nitrogênio inorgânico dissolvido, FSR= fósforo solúvel reativo, SiSR= sílica solúvel reativa, NT=nitrogênio total e FT=fósforo total. p em negrito indica diferença significativa entre PRÉ e PÓS ($p<0,05$)

RIO MADEIRA		NH	Q	$z_{máx}$	Transp	Tágua	pH	NID	FSR	SiSR	NT	FT	
		(m)	(m ³ /s)	(m)	(m)	(°C)		(µg/L)	(µg/L)	(mg/L)	(µg/L)	(µg/L)	
PERÍODO DO ESTUDO													
2009-2013	Mín	46,3	3564,5	6,1	0,1	26,4	6,1	50,6	4,3	0,2	200,0	52,0	
	Máx	75,4	43615,0	37,0	0,3	32,3	7,9	1566,8	47,7	14,3	3195,9	675,5	
	Med	64,4	6948,2	17,0	0,1	28,4	7,4	257,3	17,0	9,3	1026,7	197,0	
	CV	0,2	0,9	0,4	0,6	0,1	0,1	0,9	0,5	0,3	0,6	0,5	
FASES													
2009-2011	PRÉ	Mín	46,3	3564,5	6,1	0,1	26,4	6,3	68,7	4,3	0,2	200,0	52,0
	Máx	73,9	43066,0	30,0	0,3	30,3	7,9	581,0	47,7	10,9	1837,8	675,5	
	Med	63,8	6874,3	14,9	0,1	27,9	7,4	194,5	18,4	8,6	800,1	193,6	
	CV	0,1	0,9	0,4	0,6	0,0	0,1	0,6	0,5	0,3	0,4	0,6	
2011-2013	PÓS	Mín	46,9	5068,0	7,3	0,1	27,9	6,1	50,6	6,0	4,4	481,6	91,4
	Máx	75,4	43615,0	37,0	0,1	32,3	7,6	1566,8	31,3	14,3	3195,9	399,0	
	Med	64,9	7716,8	19,0	0,1	29,8	7,3	598,6	16,1	10,3	1391,4	209,2	
	CV	0,2	0,8	0,4	0,4	0,0	0,1	0,7	0,4	0,3	0,5	0,4	
PRÉ vs PÓS	p	0,1000	0,3000	0,0000	0,0000	<0,0001	0,2000	<0,0001	0,3000	0,0000	<0,0001	0,5000	

O meio físico e químico dos tributários do rio Madeira

A profundidade máxima ($z_{\text{máx}}$) nas estações de amostragem dos tributários variou de 0,2 m a 18,0 m durante o estudo, tendo sido significativamente maior no PÓS (mediana=6,5m) que no PRÉ (mediana=1,9m; $p=0,006$; Tabela 3). Esse aumento ocorreu nos tributários de MON, mas não nos de JUS (Figura 4A; Anexo 3), e refletiu as maiores $z_{\text{máx}}$ em AB do PÓS se comparadas ao PRÉ (Figura 4B). Durante o estudo, a Transp variou de 0,05 a 2,2m, sem diferenças entre PRÉ e PÓS ($p=0,84$; Tabela 3), tanto nos tributários de MON como de JUS (Figura 4C). Águas significativamente mais transparentes foram observadas em AA em comparação a AB, tanto no PRÉ quanto no PÓS (Figura 4D; Anexo 4). A Tágua variou de 21,0 a 33,7°C durante o estudo, sendo significativamente maior no PÓS (mediana=28,4°C) que no PRÉ (mediana=27,8°C; $p=0,02$; Tabela 3). Tágua maiores no PÓS ocorreram nos tributários de MON (mediana=28,8°C), mas não nos de JUS (Figura 4E), assim como em AB e AA (Figura 4F). O pH variou de 4,5 a 7,6 e não foi significativamente diferente no PÓS ($p=0,12$; Tabela 3). No entanto, considerando-se somente os tributários de MON, o pH foi maior no PÓS (mediana=6,4) quando comparado ao PRÉ, mas não nos tributários de JUS (Figura 4G). Maior pH foi observado tanto em AB quanto em AA (Figura 4H).

As concentrações de NT nos tributários variaram em 28 vezes em todo o estudo (100,5 a 2845,0 $\mu\text{g/L}$), sendo a concentração mediana 1,7 vezes maiores no PÓS (1118,5 $\mu\text{g/L}$) que no PRÉ (646,2 $\mu\text{g/L}$; $p<0,0001$; Tabela 3). Um total de 43% do NT ocorreu na forma de NID, que variou de 29,5 a 2260,2 $\mu\text{g/L}$ com concentrações significativamente maiores no PÓS (mediana=559,6 $\mu\text{g/L}$) que no PRÉ (mediana=140,1 $\mu\text{g/L}$; $p<0,0001$; Tabela 3). Esses maiores valores no PÓS ocorreram tanto em MON quanto em JUS (Figura 5A) e tanto em AB quanto em AA (Figura 5B). No entanto, as marcadas diferenças entre AB e AA, registradas no PRÉ, deixaram de ser observadas no PÓS (Figura 5B). Valores >100 $\mu\text{g/L}$ de NID ocorreram em 82% das amostras, sendo nitrato a forma dominante com 91% da concentração total do NID. As concentrações de FT variaram em 192 vezes em todo o estudo (3,8 a 731,6 $\mu\text{g/L}$), cujas medianas não foram significativamente diferentes no PÓS em relação ao PRÉ (42 $\mu\text{g/L}$; $p=0,51$; Tabela 3). Além disso, 19% do FT ocorreram na forma de FSR, variando de 0,8 a 32,9 $\mu\text{g/L}$ também sem diferenças no PÓS ($p=0,34$; Tabela 4), tanto em MON quanto em JUS (Figura 5C). No entanto, maiores concentrações de FSR foram observadas em AB e menores

em AA, ambas no PÓS (Figura 5D). Valores $<10 \mu\text{g/L}$ de FSR ocorreram em 53% das amostras, considerando-se todo o período de estudo. As concentrações de sílica solúvel reativa (SiSR) variaram de 0,1 a 69,6 mg/L em todo o estudo. Não foram observadas diferenças significativas entre as fases do empreendimento (Tabela 3; $p=0,71$), tanto em MON quanto em JUS (Figura 5E) quanto entre AB e AA (Figura 5F).

Dessa forma, o meio físico e químico nos tributários apresentou, principalmente em AB, maiores valores de $z_{\text{máx}}$, Tágua, NT e NID no PÓS, sendo $z_{\text{máx}}$ e Tágua maiores apenas nos tributários de MON, enquanto NT e NID foram maiores nos tributários de ambos os trechos. Foi observada tendência a ausência de limitação ao crescimento fitoplanctônico por nitrogênio no PRÉ, mas não no PÓS, e tendência à limitação por fósforo em ambas as fases. Transp, FT e FSR não se diferenciaram no PÓS.

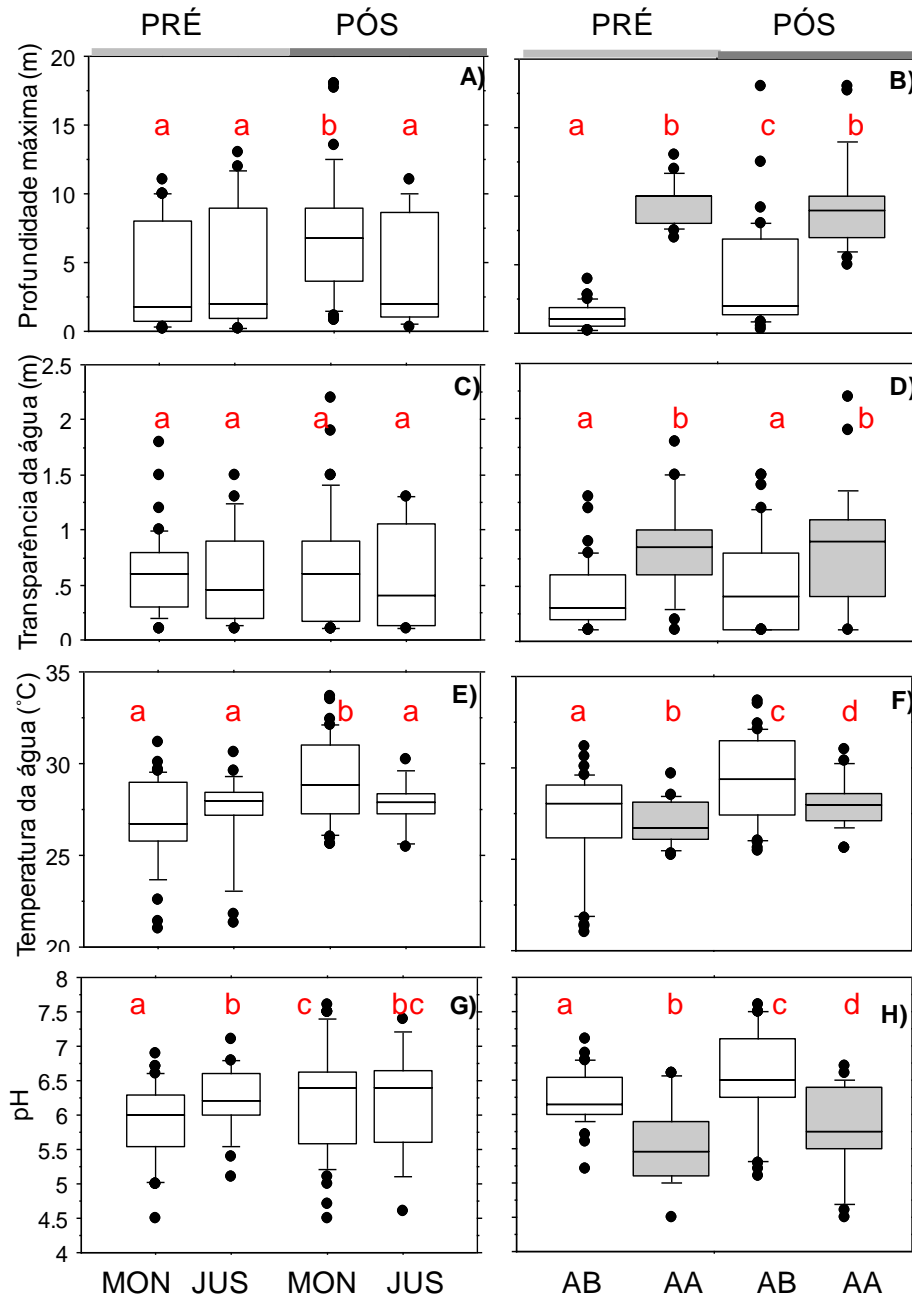


Figura 4 - Box plots da profundidade máxima (A-B), transparência da água (C-D), temperatura da água (E-F) e pH (G-H) nos tributários do rio Madeira, a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem em águas baixas (AB) e altas (AA) no pré e pós-barramento (PRÉ e PÓS). A linha dentro das caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25^o e 75^o percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10^o e 90^o percentis e os pontos são *outliers*. Cada caixa abrange a variabilidade sazonal (painéis à esquerda) e espacial (painéis à direita). Letras minúsculas diferentes representam dados significativamente diferentes ($p < 0,05$).

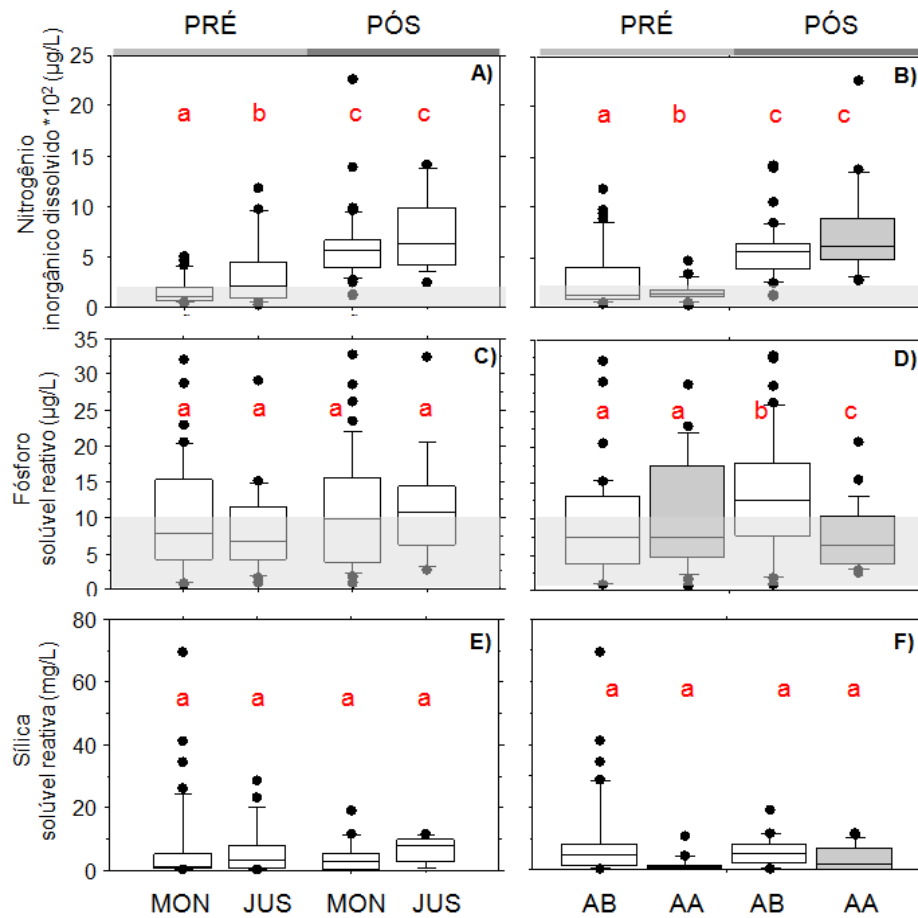


Figura 5 - *Box plots* das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (A-B), fósforo solúvel reativo (C-D) e sílica solúvel reativa (E-F) nos tributários do rio Madeira; a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem em águas baixas (AB) e águas altas (AA) no pré e pós-barramento (PRÉ e PÓS). A linha dentro das caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25° e 75° percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10° e 90° percentis e os pontos são *outliers*. Letras minúsculas diferentes representam dados significativamente diferentes ($p < 0,05$). Cada caixa abrange a variabilidade sazonal (painéis à esquerda) e espacial (painéis à direita). Áreas em cinza representam os valores considerados limitantes ao crescimento do fitoplâncton.

Tabela 3 - Valores mínimos (Mín), máximos (Máx), medianos (Med) e coeficiente de variação (CV) das variáveis hidrológicas, físicas e químicas da água nos tributários em todo o período de estudo, nas fases de PRÉ (n=114) e PÓS-barramento (n=60), nos trechos montante (MON, PRÉ n=36 e PÓS, n=45) e jusante (JUS, PRÉ n=18 e PÓS, n=15) e nos períodos hidrológicos de águas baixas (AB, PRÉ, n=36 e PÓS, n=36) e altas (AA, PRÉ, n=18 e PÓS, n=24). São também mostrados os valores do resultado do teste Mann-Whitney entre as fases do barramento (p). $z_{máx}$ = profundidade máxima, Transp= transparência da água, T_{água}=temperatura da água, NID=nitrogênio inorgânico dissolvido, FSR= fósforo solúvel reativo, SiSR= sílica solúvel reativa, NT=nitrogênio total e FT=fósforo total. p em negrito indica diferença significativa entre PRÉ e PÓS ($p<0,05$).

TRIBUTÁRIOS		$z_{máx}$ (m)	Transp (m)	T _{água} (°C)	pH	NID (µg/L)	FSR (µg/L)	SiSR (mg/L)	NT (µg/L)	FT (µg/L)
PERÍODO DO ESTUDO										
2009-2013	Mín	0,2	0,0	21,0	4,5	29,5	0,8	0,0	100,5	3,8
	Máx	18,0	2,2	33,7	7,6	2260,2	32,9	69,6	2845,0	731,6
	Med	4,5	0,6	28,2	6,2	384,2	9,2	3,1	902,5	42,6
	CV	0,85	0,74	0,09	0,11	0,85	0,74	1,60	0,54	1,36
FASES										
PRÉ	Mín	0,2	0,0	21,0	4,5	29,5	0,8	0,0	100,5	3,8
2009-2011	Máx	13,0	1,8	31,2	7,1	1183,8	32,1	69,6	2845,0	731,6
	Med	1,9	0,6	27,8	6,1	140,1	7,4	1,8	646,2	42,1
	CV	1,03	0,68	0,09	0,09	1,10	0,78	1,83	0,74	1,63
PÓS	Mín	0,3	0,1	25,5	4,5	120,7	1,0	0,0	538,0	7,1
2011-2013	Máx	18,0	2,2	33,7	7,6	2260,2	32,9	19,2	2625,7	313,0
	Med	6,5	0,6	28,4	6,4	559,6	10,0	4,3	1118,5	43,4
	CV	0,70	0,78	0,07	0,13	0,58	0,71	0,93	0,35	0,89
PRÉ vs PÓS	p	0,0056	0,84	0,002	0,12	<0,0001	0,34	0,71	<0,0001	0,51

Pressão de herbivoria no rio Madeira e seus tributários

A pressão por herbivoria (Pzoo) pelo zooplâncton sobre o fitoplâncton variou no rio Madeira de 0,01 a 3,24 e nos tributários, de 0,0 a 13,51, sendo menor no PÓS do que no PRÉ, considerando o conjunto total dos dados tanto no rio quanto nos tributários de MON e de JUS ($p < 0,0001$). Tanto no rio Madeira como nos tributários, o Pzoo não se diferenciou entre os trechos de MON e JUS no PRÉ (Figuras 6A, 6C). Esse padrão foi mantido no PÓS no rio (Figura 6B), mas foi significativamente menor nos tributários de MON (Figura 6D). No rio Madeira, maior Pzoo foi registrada em AA do que AB no PRÉ, mas sem diferença entre períodos hidrológicos no PÓS (Figura 6B), assim como para o biovolume. Já nos tributários no PÓS, o padrão de Pzoo foi mantido semelhante entre períodos hidrológicos (Figura 6D).

A Pzoo, portanto, se manteve baixa no PÓS no rio Madeira, sem diferença entre os trechos e foi ainda menor nos tributários, principalmente nos tributários a MON.

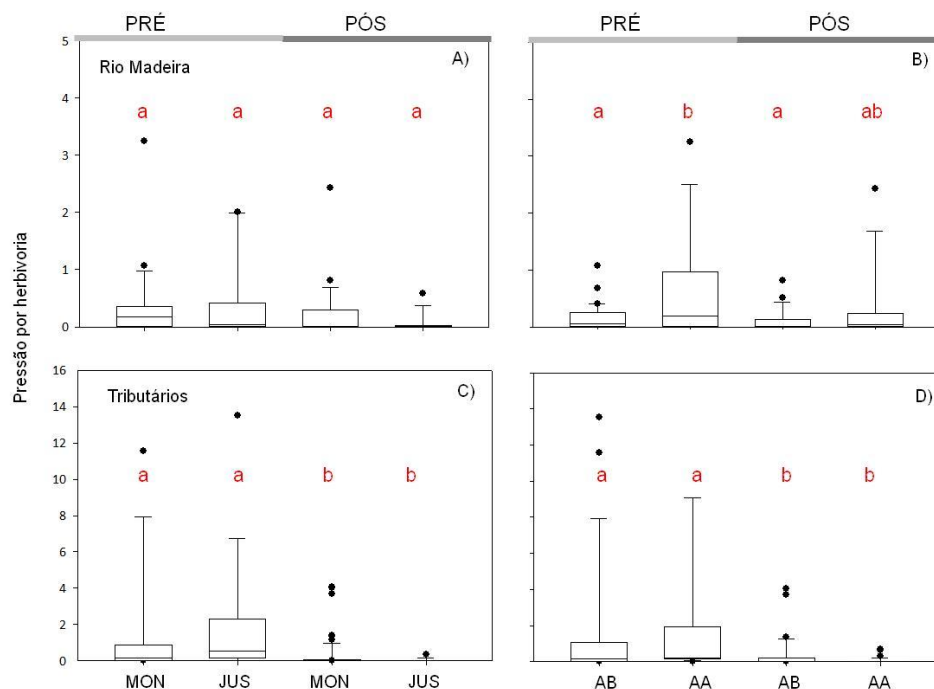


Figura 6 - Box plots da pressão por herbivoria no rio Madeira (A e B) e em seus tributários (C e D) no pré (PRÉ) e pós (PÓS) barramento; painéis à esquerda=trechos a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem e à direita= períodos hidrológicos águas baixas (AB) e águas altas (AA). A linha dentro das caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25^o e 75^o percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10^o e 90^o percentis e os pontos são *outliers*. Letras minúsculas diferentes representam dados significativamente diferentes ($p < 0,05$). Cada caixa abrange a variabilidade sazonal (painéis à esquerda) e espacial (painéis à direita).

Gradientes do meio físico e químico do rio Madeira e seus tributários

As análises de componentes principais (ACP) foram realizadas com o objetivo de identificar gradientes ambientais (hidrológicos, físicos e químicos) em cada sistema através de ordenação das amostras no conjunto dos diferentes cenários avaliados (fases e trechos do barramento e períodos hidrológicos). As ACPs realizadas no rio Madeira e nos tributários, separadamente, foram significativas (soma de todos os autovalores $\geq 1,0$). No rio Madeira, os quatro primeiros eixos explicaram 81,4% da variabilidade dos dados, tendo sido acumulados 53% nos dois primeiros eixos (eixo 1=35%; eixo 2=18%; Tabela 4; Figura 7A). Nos tributários, percentual similar nos quatro primeiros eixos explicaram 82,4%, sendo 55% da explicabilidade acumulados nos dois primeiros eixos (eixo 1=33%; eixo 2=22%; Tabela 4; Figura 7B).

No rio Madeira, o primeiro eixo da ACP permitiu evidenciar a distinção entre períodos de AB e AA, e o segundo eixo, entre PRÉ e PÓS. O eixo 1 agrupou, no lado positivo, as amostras de AB, principalmente do PRÉ, relacionadas com Transp (0,73) e pH (0,90) e, no lado negativo, as amostras de AA do PÓS, relacionadas com a $z_{\text{máx}}$ (-0,72) e NID (-0,56). Já o eixo 2 agrupou, no lado positivo, as amostras de AB do PÓS relacionadas com a Tágua (0,73) e, no lado negativo, as amostras do PRÉ de AB e AA relacionadas com o FSR (-0,60; Tabela 4; Figura 7A).

Nos tributários, o eixo 1 agrupou, no lado positivo, as amostras de AA tanto do PRÉ quanto do PÓS e, no lado negativo, as amostras de AB principalmente do PÓS, incluindo sobretudo os tributários de MON (Figura 7C), relacionadas com SiSR (-0,85), pH (-0,75) e Tágua (-0,72). Já no eixo 2, agruparam-se, no lado positivo, as amostras de AB do PRÉ e PÓS, relacionadas ao FSR (0,68) e, no lado negativo, amostras de AB e AA do PRÉ e do PÓS relacionadas com $z_{\text{máx}}$ (-0,53) e Transp (-0,63; Tabela 4; Figura 7B).

Assim, as ACPs evidenciaram que, tanto no rio Madeira quanto nos tributários, o componente principal (eixo 1) discriminou os períodos hidrológicos de AB e AA, enquanto as fases do barramento foram separadas no eixo 2. No rio Madeira no PÓS, as amostras de AB estiveram posicionadas mais próximas as amostras de AA, pela relação com $z_{\text{máx}}$ e NID, e nos tributários, as amostras de AB do PÓS destacaram-se das de MON pelas maiores Tágua, pH e concentrações de nutrientes (FSR, NID E SiSR). Esse resultado evidenciou mudança no padrão sazonal principalmente explicado pelas AB.

Tabela 4 - Autovalores e % acumulado da variância explicada e seus respectivos coeficientes da regressão (CR) nos dois primeiros eixos gerados pelas ACPs com sete variáveis ambientais no rio Madeira e nos tributários.

Sistemas	Rio Madeira		Tributários	
Eixos	1	2	1	2
Autovalores	0,348	0,187	0,334	0,221
% variância acumulada	35	53	33	55
Variáveis/ coeficientes de regressão	CR1	CR2	CR1	CR2
pH	0,905	0,263	-0,865	-0,236
Profundidade máxima (m)	-0,724	0,186	0,205	-0,529
Transparência da água (m)	0,773	-0,037	0,547	-0,630
Temperatura da água (°C)	0,399	0,736	-0,717	-0,524
Nitrogênio inorgânico dissolvido (µg/L)	-0,560	0,529	-0,350	0,237
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	0,131	-0,606	-0,220	0,680
Sílica solúvel reativa (mg/L)	0,050	0,114	-0,751	-0,141

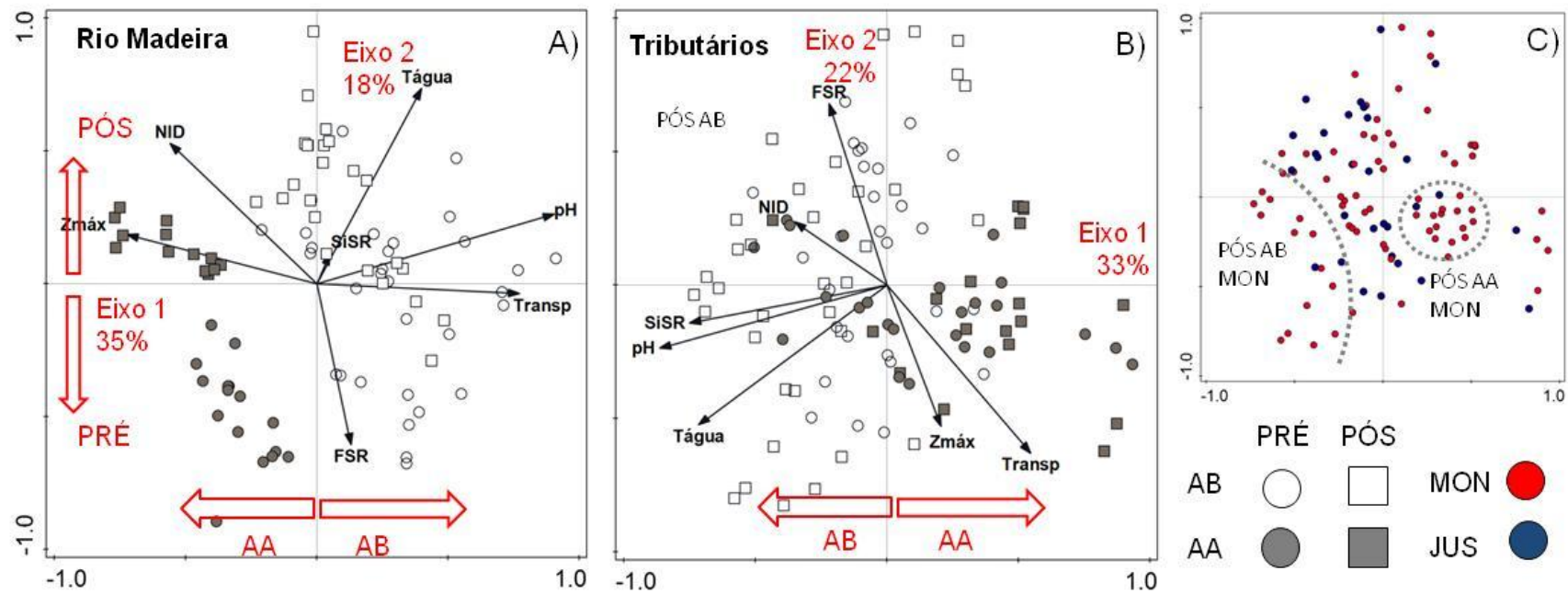


Figura 7 - Diagrama de ordenação dos autovalores gerados pelas análises de componentes principais realizadas com sete variáveis físicas e químicas da água em todo o período de estudo (2009 a 2013) no rio Madeira (A) e nos tributários (B) e (C). Em C, mesma análise de B classificadas nos trechos MON e JUS, com destaque para as amostras de MON (linhas pontilhadas). FSR= fósforo solúvel reativo, NID=nitrogênio inorgânico dissolvido, SiSR=sílica solúvel reativa, Transp=transparência da água, Tágua=temperatura da água, Zmáx=profundidade máxima e pH. Pré-barramento (PRÉ), pós-barramento (PÓS), águas baixas (AB), águas altas (AA)

Fitoplâncton

Considerando todo o período de estudo no rio Madeira e tributários (198 amostras), foram identificadas 283 morfoespécies. Dessas, 155 foram registradas no rio Madeira e 233 em seus tributários (Anexo 5). Um total de 99 morfoespécies (35%) foi comum aos dois sistemas. Seis dos sete GFBM foram encontrados nos dois sistemas, não tendo sido registrado no rio Madeira o GFBM II (pequenos flagelados com estrutura silicosa).

Rio Madeira

O biovolume total (BV) no rio Madeira variou de zero a $699,2 \mu\text{m}^3/\text{L}$ em todo o estudo e não foi significativamente diferente no PÓS (mediana = $66,1 \mu\text{m}^3/\text{L}$; $p=0,99$; Figuras 8A,B; Tabela 5). As 155 morfoespécies identificadas durante o período de estudo no rio Madeira foram distribuídas em seis dos sete GFBM (Tabela 5). O grupo I foi formado por 11 morfoespécies de pequeno tamanho (MDL= $5 \mu\text{m}$), com altas razões superfície/volume ($2,5 \mu\text{m}^{-1}$); o grupo III por apenas uma morfoespécie, organismo filamentosos grande (MDL= $40 \mu\text{m}$) e com aerotópos; o grupo IV, com 47 morfoespécies de tamanho intermediário (MDL= $24 \mu\text{m}$) sem traços especializados; o grupo V, por 30 morfoespécies, abrangendo organismos unicelulares flagelados de tamanho intermediário (MDL= $11 \mu\text{m}$); o grupo VI, com 29 morfoespécies não flageladas e com frústulas silicosas; e o grupo VII, com 34 morfoespécies coloniais com mucilagem de tamanho intermediário (MDL= $16,5 \mu\text{m}$; Tabela 5).

Os GFBM que mais contribuíram para o BV total foram IV e VI (Figuras 8A,B). Apenas o grupo VII foi diferente entre fases: ocorreu no PRÉ (mediana= $1,0 \mu\text{m}^3/\text{L}$), mas esteve ausente no PÓS (Tabela 6). O menor biovolume do grupo VII ocorreu, sobretudo, em JUS do PÓS durante AA. Também não foram observadas diferenças no BV total e dos GFBM entre MON e JUS no PÓS (Figura 8C, Anexo 6). No entanto, as marcadas diferenças no BV total registradas no PRÉ entre AB e AA deixaram de ser observadas no PÓS (Figura 8D; Anexo 7). BV total do fitoplâncton e dos GFBM foi mantido semelhante também entre os trechos de MON e JUS no rio Madeira, exceto pelo GFBM VII que foi menor a JUS no PÓS. Sazonalmente, BV total semelhante foi observado entre AB e AA do PÓS, antes marcadamente distintos no PRÉ.

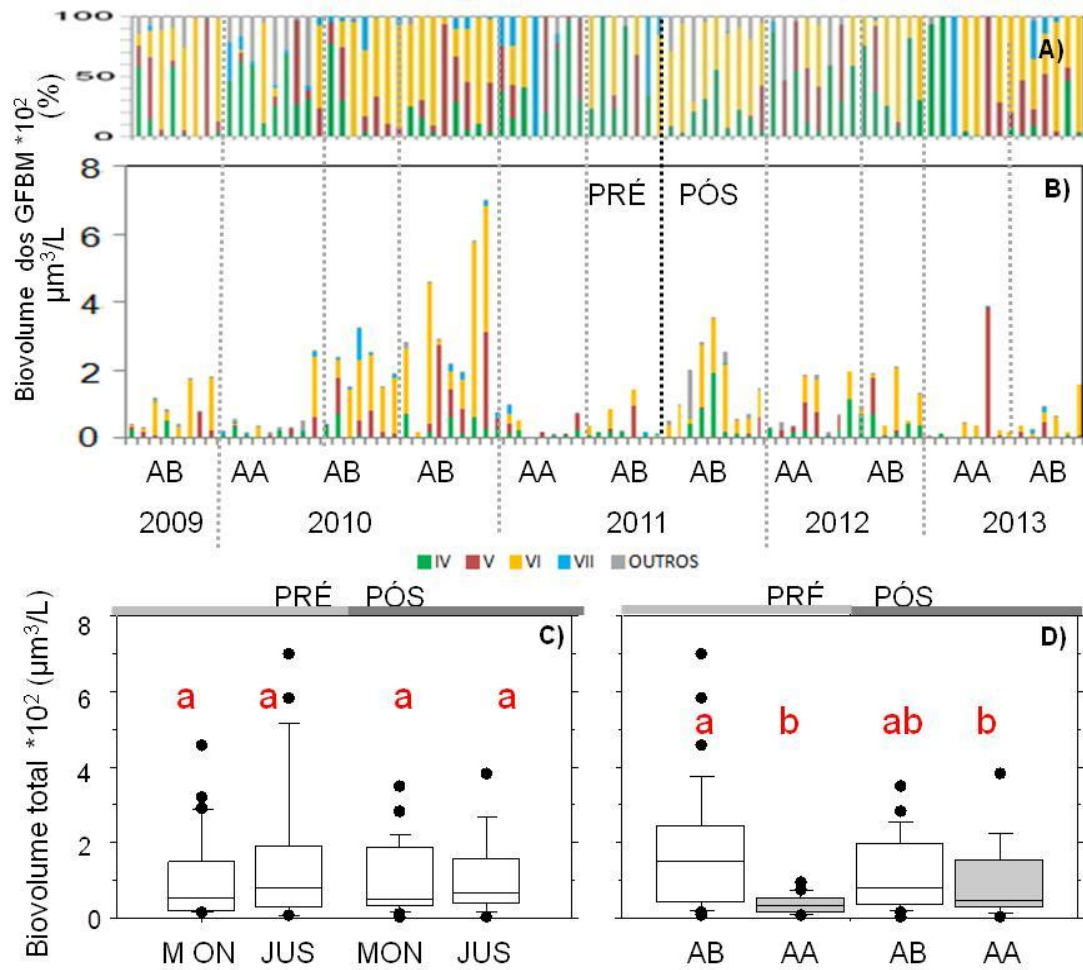


Figura 8 - Biovolume relativo (A) e absoluto (B) dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) do fitoplâncton no rio Madeira em todo o estudo. *Box plots* do biovolume total a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem (C) e nos períodos de águas baixas (AB) e altas (AA) (D). A linha dentro das caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25^o e 75^o percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10^o e 90^o percentis e os pontos são *outliers*. As caixas contemplam variabilidade sazonal em (C) e espacial em (D). Linhas verticais pontilhadas separam os períodos hidrológicos e os anos de estudo. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Tabela 5 - Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) no rio Madeira, morfoespécies representativas (> 2,5 % para o biovolume total), principais características de cada grupo e valores medianos (mínimos e máximos) dos traços morfológicos contínuos utilizados para inclusão nos respectivos grupos. MDL=máxima dimensão linear; V=volume; S=superfície, S/V=razão superfície/volume.

MBFG	Descrição do GFBM	Morfoespécies representativas	MDL (µm)	V (µm ³)	S (µm ²)	S/V(µm ⁻¹)
GFBM I n=11	Organismos com altas S/V	<i>Synechocystis aquatilis</i> ; <i>Choricystis</i> cf. <i>cylindracea</i> ; <i>Choricystis minor</i>	5,0 (2,4-15,0)	15,7 (7,2-23,3)	40,2 (18,1-67,6)	2,5 (1,8-3,9)
GFBM III n=1	Grandes filamentos com aerótopos	<i>Planktothrix agardhii</i>	40,0	785,4	667,6	0,9
GFBM IV n=47	Organismos de tamanho médio sem traços especializados	Oscillatoriales 1; <i>Phormidium</i> cf. <i>simplissimum</i> ; <i>Phormidium</i> sp. 2; <i>Monoraphidium minutum</i> ; <i>Crucigeniella crucifera</i> ; <i>Scenedesmus ellipticus</i> ; <i>Synechocystis aquatilis</i>	24,0 (4,5-225,0)	169,6 (28,3-11494)	240,3 (50,5-2463)	1,3 (0,2-4,7)
GFBM V n=30	Organismos unicelulares com flagelo	<i>Chroomonas</i> cf. <i>nordstedtii</i> ; <i>Cryptomonas brasiliensis</i> ; <i>Chrysococcus</i> cf. <i>rufescens</i> ; <i>Cryptomonas</i> cf. <i>marssonii</i> ; <i>Gonyostomum latum</i> ; <i>Trachelomonas armata</i> ; <i>Trachelomonas volvocina/volvocinopsis</i>	11,5 (3,0-49,6)	243,8 (13,1-9542,2)	182,7 (28,3-3554,3)	1,05 (0,1-2,9)
GFBM VI n=29	Organismos sem flagelo com sílica	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> ; <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> ; <i>Aulacoseira herzogii</i> ; <i>Aulacoseira italica</i> ; Centrales 1; <i>Gomphonema</i> sp. 2; <i>Gyrosigma</i> sp.; <i>Melosira varians</i> ; <i>Nitzschia gracilis</i> ; <i>Nitzschia palea</i> ; <i>Nitzschia</i> sp. 2; <i>Synedra</i> sp. 2; <i>Tabellaria</i> sp.; <i>Thalassiosira</i> sp.	27,8 (5,0-193,6)	423,2 (24,5-4840,0)	349,5 (39,6-3702,0)	0,83 (0,3-2,2)
GFBM VII n=34	Colônias mucilaginosas	<i>Romeria gracilis</i> e <i>Radiococcus planktonicus</i>	16,5 (5,0-48,0)	506,3 (15,7-17492)	314,2 (39,6-3259)	0,89 (0,19-4,1)

Tabela 6 - Valores mínimos (Mín), máximos (Máx), medianos (Med) e coeficiente de variação (CV) do biovolume total (BV) e dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia no rio Madeira (I a VII), em todo o período de estudo (n=84), nas fases PRÉ (n=47) e PÓS (n=37) o barramento. Em negrito, diferenças significativas entre fases ($p < 0,05$, teste Mann-Whitney).

Rio Madeira									
Fitoplâncton ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)		BV	I	II	III	IV	V	VI	VII
PERÍODO DO ESTUDO									
2009-2013	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	699,2	32,9	17,4	124,9	194,1	381,9	514,4	89,8
	Med	66,1	1,4	0,0	0,0	9,2	2,8	25,2	0,0
	CV	1,10	1,59	7,19	7,76	1,55	2,26	1,52	3,07
FASES									
2009-2011	PRÉ	Mín	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	699,2	13,5	17,4	25,3	72,3	287,2	514,4	89,8
	Med	70,6	1,7	0,0	0,0	8,7	6,7	22,9	1,0
	CV	1,18	1,21	6,86	6,86	1,22	1,95	1,59	2,52
2011-2013	PÓS	Mín	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	383,5	32,9	2,1	124,9	194,1	381,9	200,0	11,7
	Med	62,5	0,6	0,0	0,0	9,9	1,7	28,6	0,0
	CV	0,94	1,68	3,56	6,08	1,65	2,79	1,18	2,54
PRÉ vs PÓS	p	0,99	0,67	0,65	0,96	0,76	0,17	0,74	0,01

Tributários

O BV total nos tributários variou de zero a 10.423,0 $\mu\text{m}^3/\text{L}$ em todo o estudo e foi significativamente maior no PÓS (mediana=270,9 $\mu\text{m}^3/\text{L}$) que no PRÉ (mediana=85,5 $\mu\text{m}^3/\text{L}$; $p=0,01$; Figuras 9A,B; Tabela 8). O maior BV no PÓS ocorreu, sobretudo, nos tributários de MON (Figura 9C) em AB (Figura 9D). Não foram observadas diferenças significativas nos tributários de JUS entre PRÉ e PÓS.

As 233 morfoespécies identificadas nos tributários (Anexo 5) estiveram distribuídas nos sete GFBM, sendo que os grupos II e III apresentaram contribuição <2,5% para o biovolume total (Tabela 7). O grupo I esteve representado por 11 morfoespécies de pequeno tamanho (MDL=5,2 μm), com altas razões superfície/volume (2,5 μm^{-1}); o grupo IV, com 69 morfoespécies de tamanho intermediário (MDL=24 μm) sem traços especializados; o grupo V formado por 68 morfoespécies, que abrangem organismos unicelulares flagelados de tamanho intermediário (MDL=14,3 μm); o grupo VI formado por 33 morfoespécies não

flageladas com frústula silicosas; e o grupo VII, por 44 morfoespécies grandes coloniais mucilaginosas (MDL=19,2 μm ; Tabela 7).

Os GFBM que mais contribuíram para o BV foram os grupos V, VI e IV, (Figuras 9A,B). Semelhantemente ao rio Madeira, o biovolume da maioria dos GFBM nos tributários não foi significativamente diferente entre PRÉ e PÓS. Exceção foi o grupo V, que apresentou biovolume três vezes maior no PÓS (mediana= 61,5 $\mu\text{m}^3/\text{L}$) que no PRÉ (mediana=19,2 $\mu\text{m}^3/\text{L}$; $p=0,02$; Tabela 8). Os maiores biovolumes do GFBM V ocorreram, sobretudo, nos tributários de MON do PÓS em AB. O GFBM VII foi marginalmente significativo maior no PÓS a MON ($p=0,06$; Tabela 8; Figuras 9C,D; Anexos 8,9).

De forma geral, o BT do fitoplâncton nos tributários foi maior no PÓS, principalmente pelos maiores valores do GFBM V, sobretudo, nos tributários de MON em AB e, em menor extensão, pelos maiores biovolumes do GFBM VII, também em AB no PÓS. Não foram observadas diferenças nos tributários de JUS entre PRÉ e PÓS.

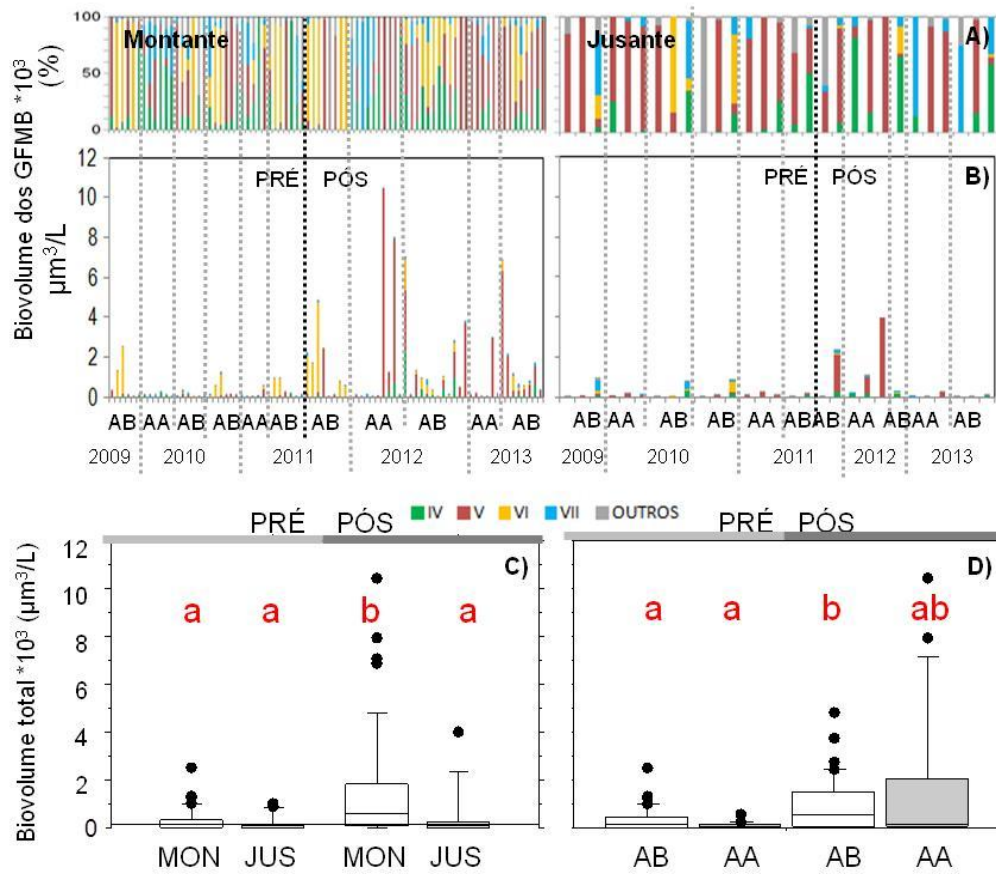


Figura 9 - Biovolume relativo (A) e absoluto (B) dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFMB) do fitoplâncton nos tributários em todo o estudo. *Box plots* do biovolume total a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem (C) e nos períodos de águas baixas (AB) e altas (AA) (D). A linha dentro das caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25^o e 75^o percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10^o e 90^o percentis e os pontos são *outliers*. As caixas contemplam variabilidade sazonal em (C) e espacial em (D). Linhas verticais pontilhadas separam os períodos hidrológicos e os anos de estudo. Letras minúsculas diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Tabela 7 - Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) nos tributários do rio Madeira, morfoespécies representativas (> 2,5 % para o biovolume total), principais características de cada grupo e valores medianos (mínimos e máximos) dos traços morfológicos contínuos utilizados para inclusão nos respectivos grupos. MDL=máxima dimensão linear; V=volume; S=superfície, S/V=razão superfície/volume.

MBFG	Descrição dos GFBM	Morfoespécies representativas	MDL (μm)	V (μm^3)	S (μm^2)	S/V(μm^{-1})
GFBM I n=11	Organismos com alta S/V	<i>Synechococcus nidulans</i> ; <i>Choricystis minor</i>	5,2 (2,4-17,0)	15,7 (7,2-27,8)	40,2 (18,1-78,5)	2,5 (1,8-3,9)
GFBM IV n=69	Organismos de tamanho médio sem traços especializados	<i>Synechococcus elongatus</i> ; <i>Euastrum sinuosum</i> ; Chrysophyceae 3; <i>Synechocystis aquatilis</i> 2	24,0 (4,5-200,0)	250,0 (28,3- 6328,5)	333,0 (50,5-773,7)	1,2 (0,2-12,5)
GFBM V n=68	Organismos unicelulares com flagelo	<i>Cryptomonas minima</i> ; <i>Chloromonas</i> sp. 2; <i>Chlamydomonas</i> sp. 1; <i>Chrysococcus</i> cf. <i>rufescens</i> ; <i>Chrysococcus</i> cf. <i>punctiformis</i> ; <i>Cryptomonas</i> cf. <i>phaseolus</i> ; <i>Cryptomonas curvata</i> ; <i>Cryptomonas brasiliensis</i> ; <i>Cryptomonas pyrenoidifera</i> ; <i>Cryptomonas</i> cf. <i>marssonii</i> ; <i>Trachelomonas volvocina/volvocinopsis</i> ; <i>Gonyostomum latum</i>	14,3 (3,0-125,0)	434,3 (13,1-25045)	330,3 (28,3-5668,1)	0,9 (0,1-2,9)
GFBM VI n=29	Organismos sem flagelo com sílica	<i>Achnantheidium minutissimum</i> ; <i>Aulacoseira herzogii</i> ; <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> ; <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> ; <i>Synedra</i> sp.2	50,10 (5,0-200,0)	676 ,0 (24,5-4437)	461,5 (39,6-3582,0)	0,8 (0,3-2,2)
GFBM VII n=34	Colônias mucilaginosas	<i>Aphanocapsa incerta</i> ; <i>Chroococcus minutus</i> ; <i>Oocystis lacustris</i> ; <i>Eutetramorus</i> sp.; <i>Radiococcus planktonicus</i>	19,25 (5,0-150,0)	436,7 (15,7-46577)	314,2 (27,9-6260,4)	0,9 (0,1-4,1)

Tabela 8 - Valores mínimos (Mín), máximos (Máx), medianos (Med) e coeficiente de variação (CV) do biovolume total ($\mu\text{m}^3/\text{L}$) e dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (I a VII) nos tributários do rio Madeira, em todo o período de estudo (n=114), nas fases PRÉ (n=54) e PÓS (n=60) barramento. Em negrito, diferenças significativas entre fases do barramento ($p < 0.05$; teste Mann-Whitney).

Tributários									
Fitoplâncton ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)		BV	I	II	III	IV	V	VI	VII
		PERÍODO DO ESTUDO							
2009-2013	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	10423,5	75,7	20,4	151,0	991,3	10383,2	4519,5	531,1
	Med	135,1	2,9	0,0	0,0	10,2	26,9	0,0	4,3
	CV	2,08	1,62	5,55	10,68	2,37	2,98	2,84	2,39
		FASES							
2009-2011	PRÉ	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	2517,6	75,7	13,6	151,0	285,1	391,2	2292,9	531,1
	Med	85,5	2,6	0,0	0,0	5,7	19,2	0,0	2,7
	CV	1,70	1,81	7,35	7,35	1,84	1,54	2,76	2,95
2011-2013	PÓS	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	10423,5	65,0	20,4	0,0	991,3	10383,2	4519,5	177,5
	Med	270,9	3,2	0,0	0,0	11,6	61,5	0,0	7,0
	CV	1,69	1,48	4,73	.	2,18	2,18	2,77	1,64
PRÉ vs PÓS	p	0,0056	0,53	0,66	0,86	0,37	0,02	0,36	0,06

Fitoplâncton e ambiente

Biovolume total e o ambiente

As relações entre o ambiente com o BV total do fitoplâncton foram avaliadas através de regressões e com o biovolume dos GFBM, através de RDAs. Oito variáveis foram oferecidas aos modelos entre BV total e ambiente: z_{max} , Tágua, Transp, pH, NID, FSR, SRSi e Pzoo. Dentre essas, as variáveis mais selecionadas para os diversos modelos foram Transp e Tágua, positivamente relacionadas ao BV total do fitoplâncton e P_{zoo} , negativamente, seguidas de z_{max} e NID (negativamente), e FSR (positivamente).

Em todo o período de estudo, 35% da variabilidade dos dados de BV total foram explicados por Tágua e Transp (+) e por Pzoo (-) (Tabela 9, Modelo 1). Essas mesmas variáveis acrescidas de NID (-) explicaram 46% no PRÉ (Tabela 9, Modelo 2), enquanto no PÓS, apenas Tágua e Transp (+) relacionaram-se com o BV (31%, Tabela 9, Modelo 3).

Considerando apenas o rio Madeira como um todo, 36% do BV total foram explicados pela Transp e FSR (+), e por Pzoo (-) (Tabela 9, Modelo 4): 65% foram explicados pela Transp (+), Pzoo e NID (-) (Tabela 9, Modelo 5) no PRÉ, mas no PÓS, apenas 8% somente por FSR (+) (Tabela 9, Modelo 6). Da mesma forma que para o rio Madeira, o BV dos tributários no conjunto de dados também foi explicado por Tágua e Transp (+) e por Pzoo (-) (35%, Tabela 9 Modelo 11), sendo Tágua (+), Pzoo e NID (-) no PRÉ (43%) e Tágua e Transp (+) no PÓS (31%) (Tabela 9, Modelos 12 e 13, respectivamente).

Considerando os trechos, as variáveis que se relacionaram ao BV a MON no PRÉ foram diferentes no rio Madeira dos tributários. A MON no rio Madeira, Transp (+) Pzoo e NID (-) explicaram 57% da variabilidade no PRÉ e nos tributários, Pzoo (-) e Tágua (+) explicaram 34% (Tabela 9, Modelos 7 e 14, respectivamente). Já no PÓS, apenas o pH (+) se relacionou com BV (25%) no rio Madeira, mas Tágua, Transp (+) e Z_{max} (-) explicaram 47% nos tributários (Tabela 9, Modelos 9 e 16, respectivamente). No entanto, a JUS no PRÉ, tanto no rio Madeira como nos tributários, apenas Transp (+) se relacionou com o BV, explicando respectivamente 68% e 24% da variabilidade do BV (Tabela 9, Modelos 8 e 15, respectivamente). A JUS no PÓS, nenhuma variável medida se relacionou com o BV no rio Madeira, mas nos tributários Transp (+) explicou 32% (Tabela 9, modelo 17).

Tabela 9 - Relações das variáveis ambientais (bióticas e abióticas) com o biovolume total do fitoplâncton selecionadas a partir de *stepwise regressions*, que abrangem o conjunto total dos dados nos diferentes cenários (todos), pré (PRÉ) e pós (PÓS) barramento nos trechos a montante (MON) e jusante (JUS) no rio Madeira e em seus tributários, com suas respectivas explicabilidades (r^2_{adj}). NID=nitrogênio inorgânico dissolvido, FSR= fósforo solúvel reativo, n=número de amostras. Todas as relações apresentadas foram significativas ($p<0,05$). Rio=rio Madeira, Trib=Tributários, Mod=Modelos e Sist=Sistemas. Modelos detalhados encontram-se no Anexo 3.

Mod	Sist	Cenários	Variáveis	r^2_{adj}	n
1	Rio + Trib	todos	(+) transparência, (+) temperatura, (-) pressão de herbivoria	35	198
2		todos PRÉ	(+) transparência, (+) temperatura, (-) pressão de herbivoria, (-) NID	46	102
3		todos PÓS	(+) transparência, (+) temperatura	31	96
4	Rio	todos	(+) transparência, (-) pressão de herbivoria, (+) FSR	36	84
5		todos PRÉ	(+) transparência, (-) pressão de herbivoria, (-) NID	65	47
6		todos PÓS	(+) fósforo solúvel reativo	8	37
7		PRÉ-MON	(+) transparência, (-) pressão de herbivoria, (-) NID	57	30
8		PRÉ-JUS	(+) transparência	68	17
9		PÓS-MON	(+) pH	25	23
10		PÓS-JUS	nenhuma variável		14
11	Trib	todos	(+) transparência, (+) temperatura, (-) pressão de herbivoria	35	114
12		todos PRÉ	(+) temperatura, (-) pressão de herbivoria, (-) NID	43	55
13		todos PÓS	(+) transparência, (+) temperatura	31	59
14		PRÉ-MON	(+) temperatura, (-) pressão de herbivoria	34	37
15		PRÉ-JUS	(+) transparência	24	18
16		PÓS-MON	(+) transparência, (+) temperatura, (-) profundidade máxima	47	44
17		PÓS-JUS	(+) transparência	32	15

Assim, de maneira geral, aumento de Transp seguido de aumento da Tágua e diminuição de Pzoo foram as principais variáveis que explicaram as mudanças no BV tanto no rio Madeira como nos tributários. No rio, o controle foi exercido no PRÉ por maior Transp, menor Pzoo e NID a MON e no PÓS passou a ser relacionado apenas ao maior pH. Já nos tributários a MON, maior Temp e menor Pzoo foram as condições mais importantes para o BV total no

PRÉ, enquanto a maior Transp e Tágua, aliada à menor $z_{máx}$, foram as variáveis mais relevantes para explicar o BV total no PÓS. A JUS, tanto no rio Madeira como nos tributários, maior BV foi acompanhado de maior Transp no PRÉ, enquanto no PÓS, apenas nos tributários, já que nenhuma variável se relacionou ao BV no rio.

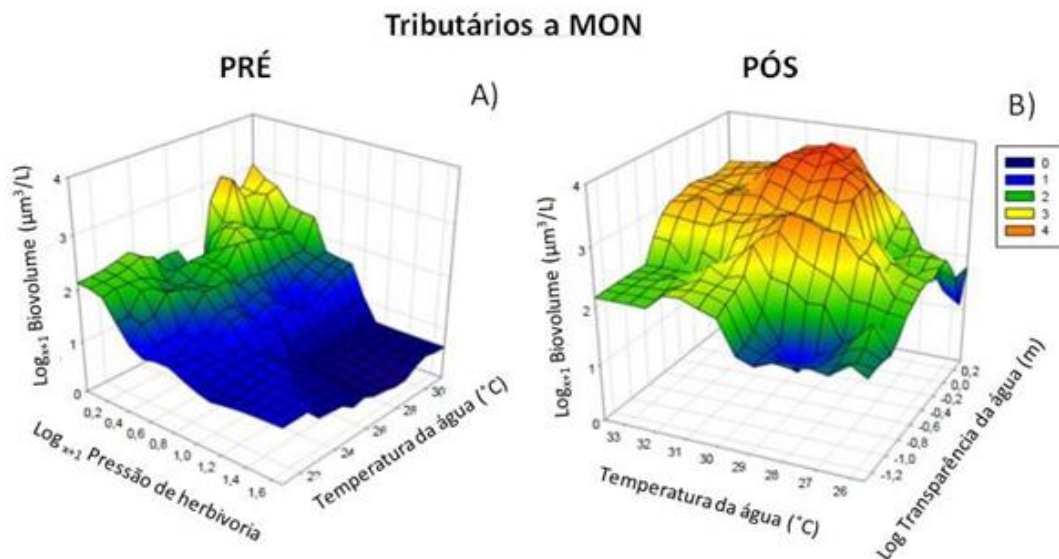


Figura 10 - Biovolume total do fitoplâncton como função das variáveis mais importantes nos tributários a montante, mostrando o efeito do barramento sobre a área do reservatório formado. No pré barramento, aumento da temperatura da água e menor pressão de herbivoria (A) e no pós barramento, aumento da temperatura e da transparência da água (B) foram as condições que promoveram um maior biovolume. Superfície resposta obtida a partir da interpolação de dados brutos usando ponderação pelo inverso da distância.

Grupos funcionais baseados na morfologia e o ambiente

As RDAs executadas entre o biovolume dos GFBM e o ambiente evidenciaram que todos os eixos canônicos foram significativos ($p=0,02$) através do teste de Monte Carlo e apresentaram uma explicabilidade total maior nos tributários (32,4%) que no rio Madeira (20,9%).

Rio Madeira

A RDA do rio Madeira, relacionando os GFBM e o ambiente, foi realizada considerando o rio como um contínuo, uma vez que foi verificada homogeneidade longitudinal das variáveis tanto no PRÉ como no PÓS entre os trechos MON e JUS. Um total de 20,9% da variabilidade dos dados no rio Madeira, sendo 20,0% acumulados nos dois primeiros eixos (eixo 1=14,0%

e eixo 2=6,0%), foi explicado por três do conjunto das oito variáveis explanatórias oferecidas. As variáveis progressivamente selecionadas, com suas explicabilidades parciais e porcentagem de contribuição para a explicabilidade total foram, respectivamente, Transp (13,3% e 51,5%; $p=0,002$), pH (4,8% e 18,5%; $p=0,002$) e FSR (2,7% e 10,6%; $p=0,02$).

O lado positivo do eixo 1 agrupou as amostras do PRÉ em AB relacionadas à Transp (0,59), pH (0,52) e, principalmente, ao GFBM VI (0,58), mas também ao GFBM VII (0,30). O lado negativo do eixo 1 não evidenciou GF, mas é possível visualizar que as amostras de AA do PRÉ e do PÓS estão inversamente relacionadas com as de AB, evidenciando um gradiente dos períodos hidrológicos marcadamente distintos. O eixo 2 evidenciou um gradiente das amostras de AB do PÓS estando no lado positivo os GFBM I e IV (0,31 e 0,26, respectivamente) relacionadas ao FSR (0,35). No lado negativo, encontram-se principalmente o GFBM V (-0,34) relacionado inversamente ao FSR (Tabela 10; Figura 9).

Assim, a RDA no rio Madeira evidenciou como componente principal as amostras de PRÉ AB relacionadas à Transp e, principalmente, com o GFBM VI, e como componente secundário, as amostras do PÓS AB relacionadas ao FSR e ao GFBM I.

Tabela 10 - Autovalores, variância acumulada e coeficientes de regressão (CR) das variáveis progressivamente selecionadas e dos sete Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM), gerados pela análise de redundância no rio Madeira. Valores significativos em negrito ($p < 0,05$). Transp= transparência da água; FSR= Fósforo solúvel reativo.

Rio Madeira		
Eixos	1	2
Autovalores	0,14	0,06
Variância acumulada (%)	14,00	20,00
Variáveis respostas	CR1	CR2
GFBM I	0,08	0,31
GFBM II	0,14	0,13
GFBM III	-0,01	0,11
GFBM IV	0,07	0,26
GFBM V	0,25	-0,34
GFBM VI	0,58	0,11
GFBM VII	0,30	-0,19
Variáveis explanatórias	CR1	CR2
pH	0,52	0,19
Transp	0,59	-0,14
FSR	0,05	0,35

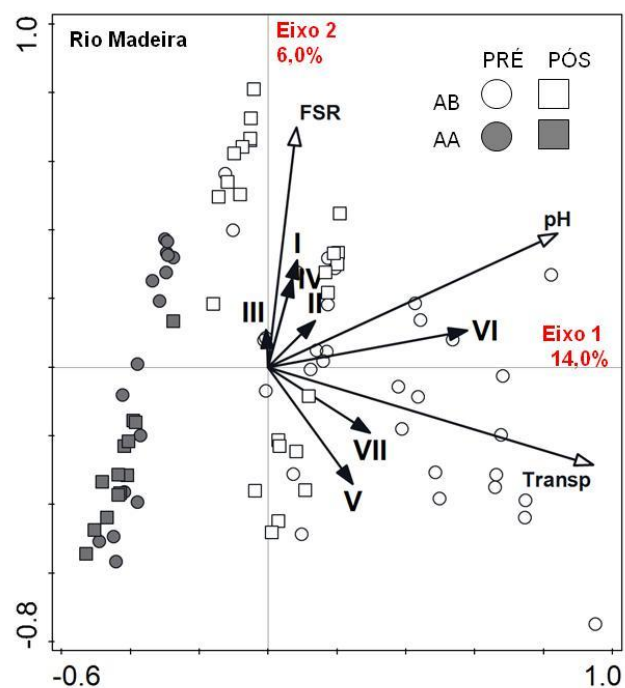


Figura 11 - Diagrama *triplot* de ordenação das amostras do rio Madeira (círculos e quadrados) de acordo com a relação entre as variáveis explanatórias (pH, Transp=transparência da água, FSR=fósforo solúvel reativo) e as variáveis resposta (Grupos Funcionais Baseados na Morfologia I, II, III, IV, V, VI, VII), mostrando os dois primeiros eixos gerados pela Análise de Redundância (RDA).

Tributários

Frente às diferentes respostas que a comunidade fitoplanctônica apresentou nos tributários de MON e JUS, foram realizadas RDA's separadamente por trecho, com o objetivo de evidenciar as mudanças registradas nos tributários formadores dos braços do reservatório no PÓS e a manutenção das condições nos tributários a jusante.

Nos tributários em MON, um total de 32,4% da variabilidade do BV dos GFBM foi explicado por cinco variáveis dentre as oito oferecidas na análise, sendo 31% acumulados nos dois primeiros eixos (eixo 1= 26,0% e eixo 2=5,0%). As variáveis progressivamente selecionadas com suas explicabilidades parciais e porcentagem de contribuição para a explicabilidade total foram, respectivamente, Tágua (13,8% e 40,7%; $p=0,002$), Pzoo (7,5% e 22%; $p=0,002$), Transp (4,6% e 13,5%; $p=0,002$), pH (4,4% e 12,8%; $p=0,006$) e $z_{\text{máx}}$ (2,2% e 6,4%; $p=0,058$), essa última marginalmente significativa. O lado positivo do eixo 1 agrupou principalmente as amostras do PÓS-AB e dos tributários mais próximos à barragem relacionadas com a Tágua (0,55) e Transp (0,36), as quais estiveram associadas a todos os GFBM, mas principalmente aos grupos IV, V e VI. O lado negativo do eixo 1 agrupou, sobretudo, as amostras do PRÉ-AB relacionadas positivamente com Pzoo (-0,58). O eixo 2 agrupou no lado positivo as amostras de PRÉ e PÓS (AA) relacionadas com $z_{\text{máx}}$ (=0,78) e no lado negativo, as amostras PRÉ e PÓS (AB) relacionadas positivamente com pH (-0,62; Tabela 11; Figura 10A).

Tabela 11 - Autovalores, variância acumulada e coeficientes de regressão (CR) das variáveis progressivamente selecionadas e dos sete GFBM gerados pela RDA nos tributários do rio Madeira a montante (MON) e jusante (JUS). Valores significativos em negrito. Transp=transparência da água; Tágua= temperatura da água; Pzoo= pressão de herbivoria; $z_{m\acute{a}x}$ = profundidade máxima.

Tributários	MON		JUS	
	1	2	1	2
Eixos				
Autovalores	0,26	0,05	0,24	0,04
Variância acumulada (%)	26,0	30,0	24,0	28,0
Variáveis respostas	CR1	CR2	CR1	CR2
GFBM I	0,43	0,06	0,21	-0,05
GFBM II	0,21	0,09	-	-
GFBM III	-	-	0,14	-0,05
GFBM IV	0,50	-0,01	0,65	-0,06
GFBM V	0,58	0,26	0,41	0,30
GFBM VI	0,50	-0,28	0,36	-0,28
GFBM VII	0,39	0,13	0,58	0,00
Variáveis explanatórias	CR1	CR2	CR1	CR2
pH	0,52	-0,62	0,53	-0,86
Transp	0,36	-0,03	0,92	0,41
Tágua (°C)	0,55	0,11	-	-
Pzoo	-0,58	-0,58	-	-
$z_{m\acute{a}x}$	0,13	0,78		

Já nos tributários em JUS, a RDA explicou um total de 28,0% da variabilidade do BV dos GFBM, 24,0% no eixo 1 e 4,0% no eixo 2, a qual foi explicada por duas variáveis dentre as oito oferecidas. As variáveis, com suas explicabilidades parciais e porcentagem de contribuição para a explicabilidade total foram, respectivamente, Transp (18,4% e 48%; $p=0,002$) e pH (9,3%; 24,2%; $p=0,02$). O eixo 1 evidenciou um gradiente de maior biovolume em todos os GFBM, mas sem ser possível evidenciar agrupamentos entre fases e/ou períodos hidrológicos. No entanto, a Transp esteve positivamente relacionada (0,92) principalmente com os GFBM IV (0,65) e VII (=0,58), mas também com os GFBM V (=0,41), VI (=0,36) e I (0,14). É possível reconhecer ainda que o eixo 2 agrupou, no lado positivo, as amostras de AA e no lado negativo, as amostras de AB relacionadas com o pH (-0,86; Tabela 11; Figura 10B).

De forma geral, a RDA nos tributários a MON evidenciou maior transparência da água como componente principal que se relacionou aos principais GFBM do fitoplâncton, separando amostras das AB em PRÉ e PÓS, especialmente dos tributários mais próximos à barragem. Já

a JUS, os GFBM se relacionaram positivamente com a transparência da água e o pH, não sendo possível reconhecer um padrão entre fase ou período hidrológico.

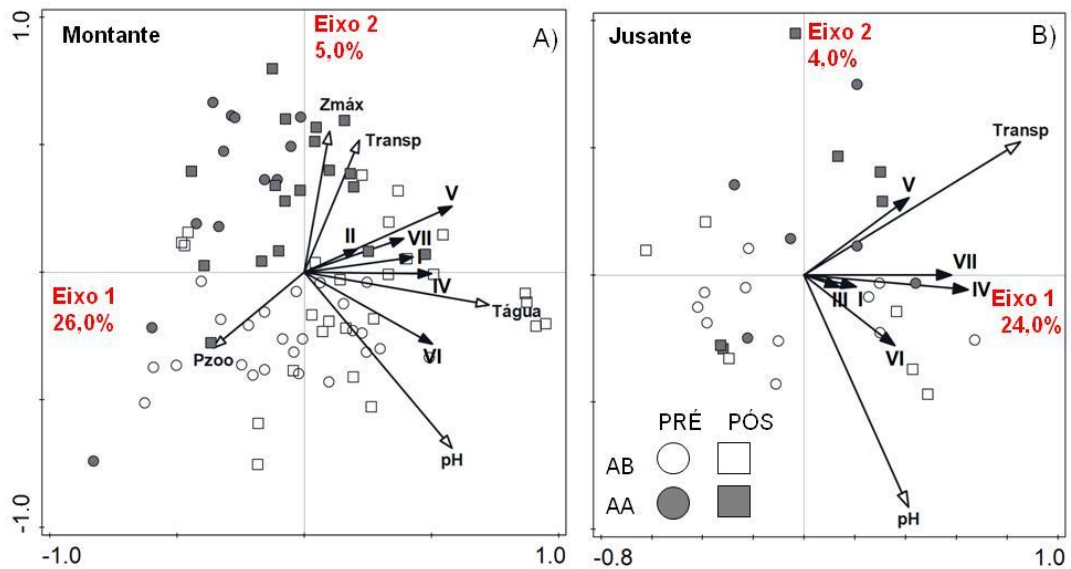


Figura 12 - Diagrama *triplot* de ordenação das amostras dos tributários do rio Madeira (círculos e quadrados) de acordo com a relação entre as variáveis explanatórias (pH, Tágua=temperatura da água, Transp=transparência da água, Zmáx=profundidade máxima, Pzoo=pressão de herbivoria e as variáveis resposta (Grupos Funcionais Baseados na Morfologia I, II, III, IV, V, VI, VII), mostrando os dois primeiros eixos gerados pela Análise de Redundância (RDA).

Discussão

Neste estudo, nós buscamos avaliar se o fitoplâncton responde às novas condições ambientais impostas pelo barramento e nós encontramos, conforme esperado para barramentos tipo fio d'água, que não ocorreram mudanças no biovolume e composição do fitoplâncton ao longo do eixo longitudinal do rio Madeira nem nos tributários a jusante. No entanto, foram capturadas alterações nos tributários a montante, onde o biovolume total foi cinco vezes maior, principalmente pela contribuição de GFBM típico de ambientes mais lântico.

Fitoplâncton no contínuo longitudinal do rio Madeira responde à manutenção da forte vazão após barramento

Quase a totalidade dos estudos a respeito de efeitos de barramentos sobre o fitoplâncton se refere a reservatórios de acumulação e indica descontinuidades longitudinais e laterais pela formação de um novo ambiente. Essas descontinuidades são representadas pelo aumento de biomassa tanto no corpo principal (longitudinal) como nos braços (lateral) do novo reservatório formado, condicionado principalmente pelo aumento do tempo de residência e da transparência da água (Ribeiro *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2013; Alhanssen, 2015; Souza *et al.*, 2016). O único estudo sobre efeitos de barramento sobre o fitoplâncton em reservatórios tipo fio d'água mostrou que as principais mudanças ocorridas no novo reservatório não são diferentes daquelas registradas em reservatórios de acumulação, ou seja, diminuição do tempo de residência da água e aumento das densidades populacionais, sobretudo, de algas flageladas (Bicudo *et al.*, 2006).

Nossos dados, no entanto, não mostraram, a esperada descontinuidade longitudinal típica de reservatórios de acumulação, também observada em reservatórios tipo fio d'água, construídos em pequenos em rios (Anderson *et al.*, 2015, Bicudo *et al.* 2006). Aqueles estudos apontaram para a formação de sistemas diferenciados a montante e jusante no eixo longitudinal do barramento, conforme preconizado pelo Conceito de Descontinuidade em Série de Ward & Stanford (1983). Embora sem apresentar descontinuidade longitudinal, no PÓS, o rio se modificou como um todo, com as mudanças ocorridas a montante também acontecendo a jusante, como maiores $Z_{máx}$, T_{água} e concentrações de SiSR, NID e NT e menor Transp, mantendo o contínuo longitudinal do rio Madeira homogêneo, típico de

grandes rios (Sedell *et al.*, 1989). No entanto, a relação do BV total fitoplanctônico com o meio se modificou: o BV antes do barramento foi direcionado pela transparência da água, NID e Pzoo e após, apenas pelas concentrações de FSR. Ainda que estudo recente em reservatório fio d'água tenha mostrado que a descontinuidade hidrológica longitudinal leva a diferenças na composição de comunidades de macroinvertebrados e peixes (Anderson *et al.*, 2015), é possível supor que as altas vazões do rio Madeira e sua manutenção após o barramento, aliadas à maior facilidade de dispersão de microorganismos como o fitoplâncton, contribuíram para que a comunidade não se modificasse de maneira marcante ao longo do eixo longitudinal (hipótese i). A única exceção foi a ausência do GFBM VII, formado por grandes colônias com mucilagem, após o barramento em águas altas a JUS. A análise de redundância evidenciou um cenário que favoreceu esse grupo no PRÉ, quando esteve submetido a melhores condições de disponibilidade de luz. Os principais representantes do GFBM VII no rio Madeira foram *Romeria gracilis* e *Radiococcus planktonicus*, organismos cocóides com baixas S/V ($0,8 \mu\text{m}^{-1}$), conforme descrito originalmente ($S/V=1,0 \mu\text{m}^{-1}$) por Kruk *et al.* (2010), o que nos faz supor que a limitação por luz pode ter sido uma das causas do desaparecimento desse grupo a JUS no PÓS. Apesar disto e uma vez que esse grupo se apresentou a MON em biovolume muito baixo (mediana= $1,0 \mu\text{m}^3\text{L}^{-1}$), não foram detectadas diferenças entre os trechos, não evidenciando descontinuidade longitudinal para esse grupo.

Diminuição da amplitude do pulso de inundação induz descontinuidade lateral à montante do barramento

Se por um lado o contínuo homogêneo longitudinal foi mantido no rio Madeira no PÓS, por outro, descontinuidade lateral ocorreu nos tributários formadores dos braços do novo reservatório, principalmente, nos mais próximos à barragem, conforme previsto nos estudos de impactos ambientais na área de influência da UHESA (FURNAS, 2005). Esse resultado revela que a distância de descontinuidade (Ward & Stanford, 1983) ocorreu lateralmente apenas acima da barragem, no primeiro terço do reservatório (~50 km), evidenciada pelo agrupamento da RDA nos tributários a MON. A compartimentalização entre o corpo principal do reservatório e os mosaicos laterais diferenciados, representados pelos tributários, refletiu-se em aumento de biomassa da comunidade fitoplanctônica apenas a montante do barramento, fato comum em reservatórios de acumulação (Kalff, 2002; Ribeiro

et al., 2005; Zeng *et al.*, 2007; Tundisi & Matsumura Tundidi, 2008; Dai, *et al.*, 2010). O BV total do fitoplâncton nos tributários a MON antes do barramento foi regulado pela Tágua e Pzoo, deixando o controle do zooplâncton de ser efetivo, passando a transparência da água e a profundidade máxima a regularem o BV após o barramento. Contradizendo a literatura (Gliwicz, 1999), a temperatura da água foi um importante direcionador das comunidades fitoplanctônicas nos tributários tanto no PRÉ quanto no PÓS, apesar de ser um reservatório localizado em região tropical, onde a mediana da variação da temperatura é pequena ($\sim 5^{\circ}\text{C}$) em comparação com outros sistemas em regiões temperadas. Esse resultado evidencia que não somente lagos localizados em baixas latitudes, mas também reservatórios (Silva *et al.* 2014) e pequenos rios amazônicos (tributários desse estudo), têm a temperatura como importante direcionador do biovolume fitoplanctônico.

O aumento do NH do rio Madeira, mantido na cota mínima de 70 m (a.s.l.) no PÓS, resultou em diminuição da amplitude do pulso, que passou, em média, de 9,6 m para 2,7 m a MON, mas que foi mantida ampla (12,4 m) a JUS. Sob condições naturais de amplitude de pulso (PRÉ), os tributários tanto a MON quanto a JUS mostraram-se semelhantes em suas condições bióticas e abióticas, evidenciando o pulso de inundação como fator homogeneizador em águas altas a cada ciclo hidrológico completo (Thomaz *et al.*, 2007). No entanto, após o barramento, os tributários a MON apresentaram condições que favoreceram o aumento em cinco vezes do biovolume do fitoplâncton como um todo e do GFBM V em particular. Esse grupo é formado por flagelados de tamanho intermediário, sobretudo representantes do gênero *Cryptomonas*, os quais têm sido reconhecidos como mixotróficos, ou seja, primariamente autotróficos mas que podem prontamente tornarem-se heterotróficos para atender a requisitos de manutenção das populações durante períodos prolongados de limitação por luz e/ou por nutrientes (Jones, 2000; de Noyelles *et al.*, 2016).

A RDA reforça a perda da efetividade da ação do zooplâncton sobre o BV total através da relação inversa da Pzoo com o grupo de flagelados mixotróficos (GFBM V) nos tributários a montante no PÓS. Esse fato parece mostrar que, sob condições naturais de amplitude do pulso de inundação, o zooplâncton foi efetivo em remover a biomassa do GFBM V. Além disso, o aumento do NH refletido no aumento da $z_{\text{máx}}$, aliado a maiores Transp e Tágua favoreceram esses flagelados. Esses, por serem potencialmente mixotróficos, quando em situação de limitação por nutrientes - como foi o caso do FRS em 53% das amostras de

tributários - são capazes de absorver formas orgânicas dissolvidas de carbono, fósforo e nitrogênio (Jones, 2000). De fato, no PÓS as concentrações de carbônico orgânico dissolvido foram maiores nos tributários a montante da barragem (mediana= 4,4 mg/L), quando comparadas ao PRÉ (mediana= 2,5 mg/L, dados não mostrados).

Nossos resultados mostram, ainda, que a diminuição da amplitude do pulso de inundação a montante do barramento, mesmo sendo um sistema a fio d'água, gera descontinuidade lateral entre o rio principal e os tributários formadores dos braços do reservatório, os quais passaram a reter as águas, assim como observado para reservatórios de acumulação (hipótese i). É possível afirmar que neste estudo, o efeito do represamento lateral nos tributários a montante da barragem, dado pela diminuição da amplitude do pulso, seja homólogo ao efeito lateral de barramentos que ocorrem nos braços dos reservatórios do tipo acumulação (Ribeiro *et al.*, 2005; Zeng *et al.*, 2007).

Manutenção das condições hidrológicas, aliada à forte vazão, contribui para a ausência de alterações das condições bióticas e abióticas lateralmente a jusante do barramento

A manutenção do pulso de inundação em condições naturais no PÓS a JUS, ao contrário do que ocorreu a montante, levou os tributários a JUS não apresentarem mudanças significativas no PÓS tanto no biovolume total como nos GFBM (hipótese ii). Maior transparência da água direcionou o BV total a JUS tanto no PRÉ como no PÓS. Isso foi também demonstrado pela RDA para os GFBM V e VII. Ao contrário do ocorrido lateralmente a MON, a descontinuidade lateral a JUS não se fez sentir até onde foi medida (~150 km abaixo da barragem; Ward & Stanford, 1983) (hipótese iii), diferentemente do que ocorre a jusante de barramentos em reservatórios de acumulação, onde se dão mudanças severas em resposta a descontinuidade longitudinal imposta pelo barramento (Ribeiro *et al.*, 2005; Zalocar De Domitrovic *et al.*, 2007; Stevaux *et al.*, 2009). Nossos resultados evidenciaram a importância da manutenção das condições hidrológicas naturais em rios de planície de inundação para a conservação da integridade ecológica lateral em áreas a jusante.

Sazonalidade

Alterações hidrológicas por barramentos geram mudanças no padrão sazonal (Magilligan & Nislow, 2005; Stevaux *et al.*, 2009) e têm efeito direto sobre as comunidades, as quais são

primariamente adaptadas às condições hidrológicas naturais (Bunn & Arthington, 2002). Assim, as comunidades fitoplanctônicas são reestruturadas em resposta a mudanças na dinâmica sazonal (Zhang *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2013).

Após o barramento, o meio abiótico, tanto do rio Madeira como dos tributários, manteve a sazonalidade hidrológica marcante como componente principal evidenciado pelas análises de ordenação. No entanto no PÓS, no rio Madeira, as amostras de AB estiveram posicionadas mais próximas as amostras de AA, pela relação com $z_{\text{máx}}$ e NID, e nos tributários, as amostras de AB do PÓS destacaram-se das de MON pelas maiores Tágua e pH. Esse resultado evidenciou mudança principalmente explicada pelas AB, resultando em BV totais semelhantes do fitoplâncton aos encontrados em AA no rio Madeira no PÓS, mas que foram marcadamente distintos no PRÉ, dada a ampla variação hidrológica natural típica de rios de planície de inundação (Garcia de Emiliani, 1985; Descy, 1987; O' Farrel, 1993; Train & Rodrigues, 1998)(hipótese iv).

Já nos tributários, biovolume semelhante entre períodos hidrológicos foi uma característica natural (PRÉ) em resposta provável ao efeito homogeneizador do pulso a cada ciclo hidrológico. No entanto, no PÓS, o biovolume foi maior e mais variável em ambos os períodos hidrológicos, mas principalmente em AB, quando ocorreram altos valores do GFBM V. Quando representada no espaço multivariado as AB do PÓS evidenciam a mudança no padrão sazonal, destacando principalmente a relação de todos os GFBM com maiores Tágua e com relação inversa a Pzoo. De fato, a Pzoo deixou de ser importante para explicar o BV total a MON, passando a ser a Transp, $z_{\text{máx}}$ e Tágua no PÓS.

Assim, a mudança na composição evidenciou a formação de um novo ambiente lateralmente a MON que favoreceu a retenção do fitoplâncton até dois anos, período pelo qual se estendeu essa pesquisa, após o enchimento e formação do reservatório. Também reflete o comportamento semelhante ao encontrado para o fitoplâncton em reservatórios de acumulação, como resposta a alteração para um ambiente mais lântico imediatamente, ou nos anos seguintes, à formação do reservatório (De Fellipo *et al.*, 1999; Ribeiro *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2010).

As mudanças sazonais refletem a diminuição da amplitude do pulso no PÓS e evidenciam homogeneização do BV total entre períodos hidrológicos no rio Madeira. Esse padrão

também foi observado para a pressão pelo zooplâncton herbívoro, a qual apresentou-se semelhante entre períodos hidrológicos no PÓS no rio Madeira, antes também marcadamente distinto, sendo maior em AB. Além disso, evidenciou a formação de um novo ambiente lateralmente a MON pela mudança no padrão sazonal das AB, quando as águas dos tributários ficaram retidas para manter a cota do reservatório, não retornando para a calha do rio e favorecendo o aumento do BV da comunidade fitoplanctônica.

Este estudo mostra, pela primeira vez, as respostas das comunidades fitoplanctônicas às transformações subseqüentes ao barramento tipo fio d'água em um rio amazônico de alta vazão, antes submetido ao regime natural de pulso de inundação amplo, previsível e de longa duração (Junk *et al.*, 2011). Embora barramentos de rios na Amazônia não sejam recentes (Souza Júnior & Reid, 2010), estudos sobre as respostas das comunidades fitoplanctônicas em comparação com condições naturais são escassos, além de serem referidos apenas a reservatórios de acumulação. A magnitude hidrológica do rio Madeira superou a descontinuidade longitudinal imposta pelo barramento, descrita em literatura (Poff & Zimmerman, 2010; Ellis & Jones, 2013). É importante lembrar, no entanto, que o tempo de operação da hidrelétrica de apenas dois anos considerado neste estudo, pode ainda não ter sido suficiente para promover mudanças mais marcantes a jusante da barragem, assim como as que ocorrem a montante, imediatamente após ao fechamento das comportas para enchimento em reservatórios de acumulação (Magrin & Matsumura-Tundisi, 1997; De Filippo *et al.*, 1999). Já a descontinuidade lateral ocorrida nos tributários a MON, evidencia que em reservatórios fio d'água, essas áreas, e não o corpo principal, são as que sofrem o maior impacto pelo barramento.

Outra contribuição deste estudo é o reconhecimento da efetiva aplicação da abordagem dos GFBM (Kruk *et al.*, 2010) em grandes rios. O uso dessa abordagem não tem se mostrado efetivo para avaliar as respostas das comunidades fitoplanctônicas a gradientes abióticos (Bortolini *et al.*, 2014), hidrológicos (Stankovic *et al.*, 2012) e espaciais (Abonyi *et al.*, 2014) em rios. A principal crítica refere-se ao caráter resumido dessa classificação, principalmente para as diatomáceas, inseridas em um único grupo, não refletindo a variabilidade ambiental alcançada por outras abordagens funcionais como a de Reynolds *et al.*, (2002) e Salmaso *et*

al., (2015). No entanto, o detalhamento dado às diatomáceas na classificação que Chen *et al.* (2015) para rios (penadas, cêntricas e coloniais) mostrou que os novos grupos criados para explorar a variabilidade dos dados, em nosso estudo, estiveram relacionados igualmente sem elucidar o PÓS (dados não mostrados). Assim, é possível dizer que em rios de grandes vazões submetidos ao pulso de inundação previsível, amplo e de longa duração, a presença das frústulas silicosas em si parece ser mais importante do que toda a variabilidade morfológica e de tamanho das diatomáceas. Já nos tributários, apesar da maior explicabilidade, a abordagem de Chen *et al.*, (2015) desenvolvida para rios (GFBM_R), não capturou o aumento de flagelados a montante capturado na abordagem de Kruk *et al.*, (2010). Na classificação de Chen *et al.*, (2015) a máxima dimensão linear (MDL) para o grupo V é a partir de 10 µm, já na abordagem de Kruk *et al.* (2010), o grupo V abrange flagelados com MDL >2 µm, permitindo abranger maior biomassa.

Em suma, os efeitos causados sobre o ecossistema em sua dimensão longitudinal foram apenas incipientes, em resposta à manutenção da magnitude da alta vazão aliada ao tipo de reservatório fio d'água. No entanto, mesmo se tratando de um reservatório tipo fio d'água, fica evidente a partir deste estudo a importância: i) da manutenção das condições hidrológicas naturais em rios de planície de inundação para a conservação da integridade ecológica em áreas a jusante ao rio barrado; e ii) em contemplar áreas lateralmente localizadas a montante da barragem. Diferentemente do cenário natural, onde o pulso de inundação é o principal responsável pela homogeneização dos diferentes habitats, a condição artificial de aumento de NH e diminuição do pulso de inundação implicou na descontinuidade lateral devido ao represamento dos tributários a MON, sobretudo aos localizados no primeiro terço acima da barragem.

Assim, reservatórios tipo fio d'água em rios de forte vazão mantém o contínuo longitudinal do rio principal, mas quando submetido à diminuição da amplitude do PI ocorre efeito lateral homólogo ao que ocorre nos braços dos reservatórios de acumulação. A implicação prática de nossos resultados é a indicação que, ao serem construídos reservatórios em rios de planície de inundação, os estudos de avaliação de impacto devem contemplar, sobretudo, os efeitos causados sobre o ecossistema em sua dimensão lateral, mesmo se tratando de reservatórios tipo fio d'água, onde é suposta a inundação de uma área menor que aquela de reservatórios de acumulação.

Capítulo 2

Hiper betadiversidade do fitoplâncton é mantida após barramento tipo fio d'água em um rio amazônico de alta vazão (rio Madeira, RO) e seus tributários

Resumo

Beta diversidade (i.e. dissimilaridade na composição de espécies entre locais) é um componente intrínseco da biodiversidade e tem sido tradicionalmente explicado pela habilidade de dispersão das espécies e pelas condições ambientais. Recentemente com avanços metodológicos, a BD foi decomposta em substituição de espécies, SE (*turnover*), que se refere à perdas e ganhos de um mesmo número de espécies entre dois locais, e diferença de riqueza, DR, que se refere a perdas e ganhos, com diferenças de número de espécies, sendo uma localidade mais rica do que outra. Neste estudo, nós buscamos avaliar se o barramento do rio Madeira, na área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio, modifica a BD fitoplanctônica e seus componentes, nas dimensões longitudinal (montante, MON. e jusante, JUS da barragem no rio principal) e lateral (tributários a MON e a JUS). Após o barramento (PÓS) foram previstos, a manutenção da forte vazão no eixo longitudinal pelo reservatório fio d'água e o aumento do nível hidrométrico (NH), o qual resultará em diminuição da amplitude do pulso de inundação (PI) com efeito de represamento dos tributários a MON, mas não a JUS, onde as condições hidrológicas seriam mantidas. Nós esperamos que, após o barramento, ocorra maior BD somente lateralmente a MON, evidenciando maior heterogeneidade ambiental em resposta ao efeito do represamento dos tributários. Nossas hipóteses são que: i) a BD se mantém longitudinalmente no rio Madeira devido ao barramento ser do tipo fio d'água aliado às altas vazões; ii) a BD aumenta a MON em resposta à menor conectividade lateral entre o rio Madeira e seus tributários; iii) a DR aumenta a MON resultante do aumento de localidades mais ricas (tributários em relação ao rio) e a SE diminui pela redução de espécies exclusivas do local mais pobre (rio) em resposta à diminuição da amplitude do pulso de inundação; e iv) a BD e seus componentes se mantem entre os tributários de JUS em resposta à manutenção das condições hidrológicas. Para tanto, nós coletamos amostras (n=157) na subsuperfície do rio Madeira e em seus tributários, ao longo de 300 km, no início e fim das fases PRÉ (2010 e 2011, n=82) e PÓS

(2012 e 2013, n=75) barramento, a MON e JUS da barragem, e nos períodos de águas baixas (AB) e altas (AA). A BD foi estimada par a par, entre locais em cada sistema e trecho com base em índices de dissimilaridade da família Podani originados a partir do índice Jaccard. As relações entre a BD e seus componentes foram acessadas através de análise de redundância baseada em distância (db-RDA). Ao contrário do esperado, os componentes revelaram mudanças a JUS e não a MON. Além disso, BD total se manteve elevada e pouco variável (de 0,92 a 0,96), tanto no PÓS como no PRÉ. Assim, no PÓS: i) a BD total manteve-se longitudinalmente conforme esperado; ii) a BD não aumentou lateralmente a MON ao contrário do esperado; iii) os componentes também se mantiveram a MON no PÓS como no PRÉ, com contribuições maiores de SE (0,51-0,68) do que DR (0,28-0,43); iv) ocorreram aumento da SE e diminuição da DR no trecho a JUS, sem mudanças na BD total, ao contrário de nossas expectativas. A distribuição da BD no espaço multivariado evidenciou que, no PÓS a MON, a sazonalidade hidrológica deixou de ser o principal fator a direcionar a BD, passando a dinâmica espacial a ser mais relevante, destacando os tributários mais próximos à barragem, os quais se relacionaram a maiores temperaturas e transparências da água. Já a JUS, a sazonalidade passou a direcionar a BD, antes relacionada a diferentes condições locais. Assim, a hiper BD foi mantida na área de influência da UHESA até dois anos após o barramento, com maior SE do que DR SE e DR revelaram que o efeito do barramento se fez sentir a JUS, mas sem alterar a hiper BD. Esses resultados apontam para a necessidade de estudos detalhados das comunidades fitoplanctônicas em escalas locais e regionais e também em longa escala temporal, principalmente quando a BD é estável ao longo de mudanças ambientais.

Palavras-chave: Amazônia, substituição de espécies, diferença de riqueza, descontinuidade hidrológica, homogeneidade ambiental

Introdução

Beta diversidade, BD (i.e. dissimilaridade na composição de espécies entre locais, Anderson *et al.* 2011, Legendre *et al.* 2014) é um constituinte intrínseco da biodiversidade. Entre as teorias que explicam a BD, a limitação por dispersão (i.e. habilidade de dispersão de espécies limitada por distâncias geográficas) e o condicionamento por filtros ambientais (i.e. condições de nicho) têm recebido maior atenção em estudos sobre o tema. Recentemente, com avanços metodológicos (Baselga, 2010), essa situação tem se modificado e a BD pode, aditivamente, ser decomposta em: i) substituição de espécies, SE (i.e. *turnover*, onde uma espécie substitui outra sem mudança na riqueza de espécies); e ii) diferença de riqueza, DR, que ocorre devido a ganho ou perda de espécies (Podani & Schemera, 2011, Legendre 2014), reconhecida como aninhamento por outros autores (Baselga 2010). Os dois componentes da BD contribuem para a dissimilaridade na composição de espécies e são uma medida apropriada de dissimilaridade entre locais, a qual permite acessar padrões espaciais da BD, através da distância média de uma unidade individual (que leva em conta a composição de espécies de um par de amostras) para o centróide do grupo de amostras no espaço multidimensional (Koleff *et al.*, 2003; Anderson *et al.*, 2006; Podani & Schemera, 2011; Legendre, 2014).

É recente a utilização da decomposição da BD, como por exemplo, estudos sobre diferentes comunidades de macrófitas aquáticas (Alahuta *et al.* 2017), vertebrados terrestres (Calderón-Patrón *et al.*, 2016), peixes de recifes de corais (Lamy *et al.*, 2015) e peixes de águas doces (Leprieur *et al.* 2011), os quais avançaram na elucidação dos processos particulares para cada grupo de organismo, assim como para diferentes ambientes (Angeler, 2013; Calderón-Patrón *et al.*, 2016). Os principais mecanismos que promovem a SE originam-se de filtros ambientais, competição e eventos históricos (Melo *et al.*, 2009; Kraft *et al.*, 2011; Wen *et al.*, 2016). Por outro lado, DR origina-se da perda de espécies por outros processos ecológicos tais como barreiras físicas ou distúrbios antrópicos, que resultam em locais mais pobres em espécies, as quais são uma parte da comunidade de locais mais ricos em uma dada região (Baselga, 2010; Legendre, 2014).

Para o fitoplâncton, a partição da BD em seus componentes foi aplicada a diferentes sistemas como, por exemplo, 50 lagos rasos da França em ampla escala temporal (Maloufi *et al.*, 2016), 16 localidades de coleta em oceano aberto (Mousing *et al.*, 2016), 87 lagos rasos na Espanha (Gallego *et al.*, 2014) e 26 lagos na Suíça (Angeler, 2013). Apesar dos diferentes índices utilizados nesses poucos trabalhos, foi possível identificar maiores contribuições da SE (0,72-0,91), as quais os autores atribuíram à facilidade de dispersão fitoplanctônica, ainda que sem medidas (Maloufi *et al.*, 2016; Mousing *et al.*, 2016; Gallego *et al.*, 2014; Angeler, 2013), do que contribuições da DR (0,05-0,1). Esses e outros estudos (Melo *et al.*, 2009; Kraft *et al.*, 2011; Wen *et al.*, 2016) elucidaram os processos subjacentes à BD (p. ex. dispersão, competição, filtros ambientais e eventos históricos). Assim, a limitação por dispersão e a heterogeneidade ambiental são os dois principais processos que contribuem para a dissimilaridade na composição das espécies (Angeler, 2013; Gallego *et al.*, 2014; Maloufi *et al.*, 2016; Mousing *et al.*, 2016). Chama a atenção o padrão de maiores contribuições da SE (0,72-0,91) - que pode ser atribuído à facilidade de dispersão fitoplanctônica (Maloufi *et al.*, 2016; Mousing *et al.*, 2016; Gallego *et al.*, 2014; Angeler, 2013) - do que contribuições da DR (0,05-0,10). Essa diferença na contribuição de SE em relação à DR foi atribuída, por Viana *et al.* (2016), à ausência de limitação por dispersão dessas comunidades e à relação com as condições ambientais entre locais heterogêneos.

Algumas das elucidações provenientes dos estudos sobre decomposição da BD do fitoplâncton mostram que: i) SE é o componente que mais contribui para a dissimilaridade das comunidades fitoplanctônicas em diferentes lagos; ii) os componentes da BD podem ser compensados ao longo do tempo como medida para a manutenção da BD, registrando um aumento da SE e diminuição da DR ao longo dos anos (Angeler, 2013); e iii) alta SE pode ser uma resposta a heterogeneidade nas condições ambientais (Gallego *et al.*, 2014; Mousing *et al.*, 2016; Maloufi *et al.*, 2016). Acessar os componentes da beta diversidade em grandes rios amazônicos, onde barramentos são crescentes, pode elucidar as respostas das comunidades fitoplanctônicas a esses barramentos e, com isso, entender os processos que governam as perdas e ganhos ou a manutenção das espécies fitoplanctônicas.

Barramentos interrompem o contínuo hidrológico de rios, diminuindo a conectividade entre trechos do rio barrado e entre esses e os diferentes mosaicos de sistemas (tributários, canais, lagos; Poff & Zimmerman, 2010; Ellis & Jones, 2013; Tundisi & Matsumura-Tundisi,

2008). A diminuição na conectividade hidrológica gera consequências sobre o intercâmbio de espécies, mesmo para a comunidade fitoplanctônica que tem a dispersão facilitada (Rodrigues *et al.*, 2015). Em rios regidos por pulso de inundação, a descontinuidade hidrológica pode significar o comprometimento da integração lateral entre os sistemas aquáticos e a planície (*Aquatic-Terrestrial Transition Zone*, ATTZ, Junk *et al.*, 1989; Standford & Ward, 2001; Ward *et al.*, 2002).

Nesses rios, em condições naturais, o pulso de inundação pode levar a similaridades (AA) ou dissimilaridades (AB) na composição de comunidades entre sistemas. Assim, as condições homogêneas de AA diminuem a BD em resposta a homogeneização dos diferentes habitats na planície (Thomaz *et al.*, 2007). Em planícies de inundação, a BD fitoplanctônica varia de intermediária a alta, mas nem sempre reflete a esperada maior similaridade na composição com as cheias, conforme a Hipótese da Homogeneização (Thomaz *et al.*, 2007). Recentemente, Maloufi *et al.*, 2016 assinalaram que os valores intermediários da BD encontrados em sistemas de inundação refletem o alto grau de conectividade hidrológica que gera homogeneização. Por exemplo, Nogueira *et al.* (2010) ao estudarem 16 lagos de inundação amazônicos, PA, encontraram BD elevadas mesmo em AA, evidenciando que a heterogeneidade espacial entre esses sistemas ocorreu mesmo em período de maior conectividade. Tezanos-Pinto *et al.*, (2008) ao estudarem cinco lagos de inundação no Pampa argentino encontraram altas BD que foram menores em AA e maiores em AB. Cardoso *et al.* (2012), encontraram BD intermediárias entre nove diferentes sistemas no Pantanal, MT, mostrando que o tempo de isolamento durante AB não foi suficientemente longo para promover as esperadas altas BD. Nabout *et al.* (2007) não encontraram diferenças na BD entre períodos hidrológicos em um ciclo climatológico normal em 21 lagos da planície do rio Araguaia, GO, sendo a BD intermediária tanto em AB quanto em AA. Já Borges & Train (2009), ao estudarem 11 sistemas na planície de inundação do alto rio Paraná (MS, PR) durante AB, registraram BD intermediárias (consideradas altas pelos autores) atribuídas à heterogeneidade espacial em resposta a baixa conectividade.

Apesar do avanço no conhecimento sobre a partição da BD fitoplanctônica total, ainda nada se sabe a respeito dos efeitos de barramentos de rios sobre a SE e a DR entre as localidades. Vale ressaltar que essa abordagem tem envolvido diversos comentários críticos, além de intensa disputa científica (Podani & Schemera, 2016) e desenvolvimento de diversas

abordagens competitivas (Podani & Schemera, 2011; Baselga, 2010, 2012; Legendre, 2014, Wen *et al.* 2016).

No presente estudo, nós buscamos avaliar se o barramento do rio Madeira modifica a BD fitoplanctônica e seus componentes, nas dimensões longitudinal (montante, MON e jusante, JUS da barragem no rio principal) e lateral (tributários a MON e a JUS). Após o barramento do rio Madeira (PÓS) estão previstos, na área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio, a manutenção da forte vazão no eixo longitudinal pelo reservatório fio d'água, o aumento do nível hidrométrico (NH) com diminuição da amplitude do pulso de inundação e com efeito de represamento dos tributários a MON, mas com manutenção das condições hidrológicas a JUS. Nossas hipóteses são que: i) a BD se mantém longitudinalmente no rio Madeira devido ao barramento ser do tipo fio d'água aliado às altas vazões; ii) a BD aumenta a MON em resposta à menor conectividade lateral entre o rio Madeira e seus tributários; iii) a DR aumenta a MON resultante do aumento de localidades mais ricas (tributários em relação ao rio) e a SE diminui pela redução de espécies exclusivas do local mais pobre (rio) em resposta à diminuição da amplitude do pulso de inundação; e iv) a BD e seus componentes se mantem entre os tributários de JUS em resposta à manutenção das condições hidrológicas.

Métodos

Área de estudo, coleta de amostras e de dados, e análise de amostras

Esses itens constam da parte geral de métodos comum aos capítulos 1 e 2 (página 20).

Análise de dados

Diferentemente do capítulo 1 e com o objetivo de melhor capturar as mudanças na composição fitoplanctônica, foram utilizados neste capítulo dados de águas baixas (AB) e águas altas (AA), considerando o início (2010) e fim (2011) do pré barramento (PRÉ) e início (2012) e fim (2013) do pós barramento (PÓS).

A diversidade regional (gama diversidade) corresponde a lista total de morfoespécies ocorridas na área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio (UHESA) em todo o período de estudo (conjunto total dos dados). Também foi considerada a gama diversidade para o Rio Madeira e para os tributários, separadamente. A diversidade local (alfa diversidade) foi considerada como o número de morfoespécies por amostra em cada sistema (rio e tributários) e em cada trecho (montante, MON e jusante, JUS) no PRÉ e no PÓS. A beta diversidade (BD) total foi estimada com base em índices de dissimilaridade da família Podani originados a partir do índice Jaccard, a partir de dados par a par, entre locais em cada trecho (ver item a seguir). A BD total foi considerada como a variação na presença e ausência de espécies fitoplanctônicas na UHESA, e foi considerada baixa quando <20%, intermediária entre 20% e 50% e alta, quando >50% de acordo com critérios de Nabout *et al.* (2007).

Beta diversidade total e seus componentes

Com o objetivo de avaliar se o barramento modifica a variação na composição de espécies nós calculamos BD total e seus componentes (substituição de espécies (SE) e diferença de riqueza (DR). Para tanto, foi utilizado o índice de dissimilaridade de Jaccard (J) aplicado às 157 amostras em cada sistema (rio Madeira e seus tributários) e em cada trecho (MON e JUS, considerando-se ambos sistemas) do barramento considerando-se todos os sistemas (rio + tributários), a partir dos dados de presença e ausência das 256 morfoespécies registradas na área de influência da UHESA. O índice foi calculado a partir da comparação de matrizes de composição de espécies par-a-par entre pontos amostrais, resultando em uma matriz de dissimilaridade (D_j) a qual é considerada uma medida apropriada da BD total,

sendo $D_j = (b+c)/(a+b+c)$; onde a =número de espécies presentes em ambas as amostras; b =número de espécies presente na amostra 1, mas não na 2; c = número de espécies presente na amostra 2, mas não na 1 (Legendre, 2014).

D_j pode ser usada também para acessar os componentes (SE e DR) da BD total entre pares de amostras (locais), calculados a partir das fórmulas a seguir, utilizando-se a função *beta.div.comp* no *software* R descrita por Legendre (2014): $SE = 2 \times \min(b,c)/(a+b+c)$ e $DR = |b-c|/(a+b+c)$. Tais locais apresentam um conjunto de espécies em comum (a =similaridade) e de espécies exclusivas de cada local (b,c), sendo um dos locais mais rico que outro. A diferença entre o número de espécies exclusivas do local mais rico e o número de espécies exclusivas do menos rico constitui a DR ($b-c$). O dobro do número mínimo de espécies que corresponde ao número de espécies exclusivas do lugar mais pobre é a SE [$2 \times \min(b,c)$]. Assim a BD total, ou seja, dissimilaridade total de espécies (D) é dada pela soma de seus componentes ($DR + SE$) e a similaridade é dada pelas espécies compartilhadas entre os dois locais ($S=1-D$) (Figura 1).

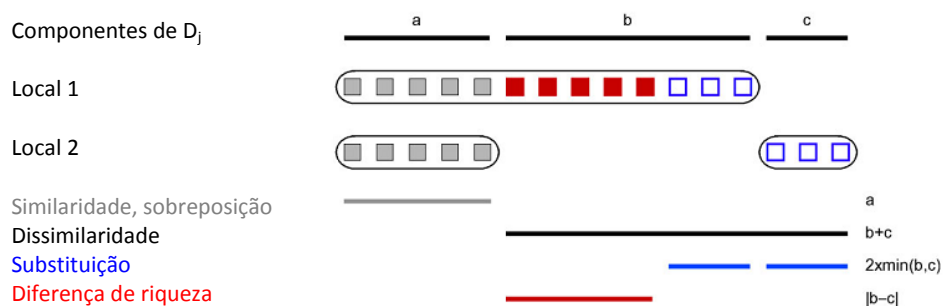


Figura 1: Comparação da composição de espécies (total de 16 espécies representadas pelos quadrados) em dois locais (1 e 2), mostrando os componentes a , b , c dos coeficientes de dissimilaridade de Jaccard (D_j) (presença e ausência) e como esses componentes são usados para acessar a substituição de espécies (quadrados azuis) e diferença de riqueza (quadrados vermelhos). Modificado de Legendre (2014).

Análise simplex

A representação gráfica dos componentes da BD foi realizada através da análise *Simplex* (AS) sugerida por Podani & Schemera (2011). Os valores de cada componente variam de zero a 1. O gráfico tipo triângulo possui valores dos componentes da BD (SE e DR), representando a porção dissimilar em cada lado do triângulo, e da similaridade (S), na base do triângulo. O

somatório dos três componentes é igual a 1 ($S+SE+DR = 1$), sendo a dissimilaridade, que corresponde à BD total, $D=SE+DR$ e a similaridade $S=1-D$. No lado esquerdo do triângulo está representada a DR e à direita, a SE. Dentro do triângulo encontram-se distribuídos pontos que representam cada par de amostras. O centróide é o ponto resultante a partir do encontro das médias de cada componente (Figura 2).

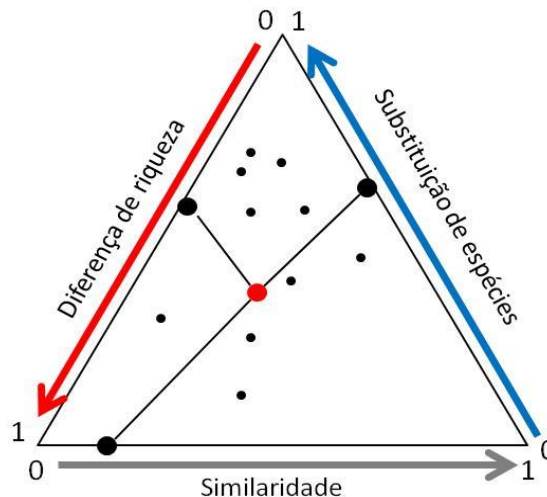


Figura 2 - Representação gráfica da Análise Simplex (Podani & Schemera, 2011) da variação dos componentes da beta diversidade total (BD). Nos lados direito e esquerdo dos triângulos, encontram-se os componentes substituição de espécies (SE) e diferença de riqueza (DR), respectivamente, de forma que dissimilaridade $BD=SE+DR$. A base do triângulo é representada pela similaridade $S=1-BD$. Os círculos pretos maiores sobre cada lado do triângulo representam os valores médios de cada componente e o ponto vermelho maior é o centróide desses pontos. A soma dos valores médios de cada componente=1.

Relações entre substituição de espécies e diferença de riqueza versus condições ambientais: dbRDA

Depois de calcular os componentes SE e DR para cada par de amostras, nós exploramos suas relações com o ambiente através de uma dbRDA (Legendre, 2014). Para tanto, a matriz de dissimilaridade, D_j foi transformada em $\{-0,5 D_j^2\}$ e duplamente centrada e usada como variável resposta e as variáveis ambientais, como explanatórias. O método consiste em dois passos: i) calcular uma PCoA utilizando a matriz D_j como matriz resposta; e ii) usar as coordenadas principais da PCoA como dados resposta na análise de redundância (RDA) *versus* a matriz de variáveis explanatórias. Para aproximar os componentes não euclidianos dessa matriz, foi calculada a raiz quadrada da matriz D_j evitando produzir autovalores negativos e eixos de ordenação complexos (Legendre & De Cáceres 2013; Legendre, 2014).

Essa análise foi realizada através da função *dbRDA.D* associada ao pacote *vegan* no software R.

Assim, pontos próximos correspondem à maior similaridade e pontos mais distantes, a maior dissimilaridade entre pares de amostras quanto à composição de espécies (ter Braak & Smilauer, 2012). As variáveis usadas na db-RDA foram as mesmas consideradas importantes para o fitoplâncton utilizadas no capítulo 1: profundidade máxima ($z_{m\acute{a}x}$), temperatura da água (Tágua), transparência da água (Transp), pH, nutrientes em suas formas dissolvidas (NID, FSR, SiSR) e pressão de herbivoria pelo zooplâncton (Pzoo). Essa relação foi avaliada através de análise de ordenação em espaço multivariado (RDA baseada em distância – *distance-based* RDA, em inglês db-RDA; Legendre & Anderson, 1999).

Resultados

Diversidades gama, alfa, beta total e seus componentes substituição (SE) e diferença de riqueza de espécies (DR)

A gama diversidade, diversidade regional, totalizou 256 morfoespécies, dentre as quais 50% ocorreram apenas em uma única amostra (espécies únicas, *singleton*) e 20% ocorreram em duas amostras em todo estudo (espécies duplas, *doubleton*), mostrando o baixo compartilhamento das espécies entre amostras (dados não mostrados). Menor gama diversidade foi encontrada no rio Madeira que nos tributários tanto no PRÉ como no PÓS. Já a diversidade alfa foi semelhante entre os sistemas no PRÉ (mediana=8 morfoespécies/amostra), mas no PÓS foi o dobro nos tributários (mediana= 10 morfoespécies/amostra) do que no rio Madeira (mediana= 5 morfoespécies/amostra; Tabela 1).

A alfa diversidade (mediana da diversidade local) considerando o período de estudo no rio Madeira variou de 1 a 26 morfoespécies/amostra em todo o período de estudo e foi menor (mediana=5,0) e menos variável (CV=0,5) no PÓS do que no PRÉ (mediana= 8,0; CV=0,8). A alfa diversidade nos tributários variou de 1 a 38 morfoespécies/amostra em todo o período de estudo e foi maior (mediana=10,0) e mais variável (CV=0,8) no PÓS do que no PRÉ (mediana=8,0; CV=0,6; Tabela 1). Considerando-se os sistemas em seus trechos, menor alfa diversidade foi registrada no rio Madeira no PÓS tanto a MON como a JUS (Figura 3A) e nos tributários, foi maior somente a MON (Figura 2C). Considerando os sistemas nos períodos hidrológicos, a alfa diversidade no rio Madeira foi menor tanto em AB como em AA no PÓS (Figura 3B). Nos tributários maiores alfas diversidades ocorreram, sobretudo, em AB do PÓS (Figura 3D).

A BD total entre localidades foi elevada (0,92 a 0,96) e pouco variável entre sistemas, trechos e fases, apesar da variação na gama e alfa diversidades (Tabela 1). Os componentes também se mostraram pouco variáveis e com contribuições de SE 1,1 a 2,1 vezes maiores do que DR. As contribuições da SE para a BD total variaram de 0,51 a 0,68 e as de DR de 0,28 a 0,43 no período de estudo. Aumento de SE e diminuição de DR foram observados a JUS no PÓS.

Tabela 1 - Diversidade regional (gama), diversidade local (alfa), beta diversidade total (BD total) e percentuais de contribuição de seus componentes para a BD total nas fases PRÉ e PÓS barramento nos sistemas rio Madeira e tributários e nos trechos a montante (MON) e jusante (JUS) de cada sistema. n=número de amostras, SE=substituição de espécies, DR=diferença de riqueza, CV=coeficiente de variação.

Sistemas	Rio Madeira		Tributários	
Fases	PRÉ	PÓS	PRÉ	PÓS
n amostral	39	29	43	46
gama	101	70	113	174
alfa mínima	1	1	1	1
máxima	26	15	23	38
mediana	8	5	8	10
CV	0,8	0,5	0,6	0,8
Beta	0,94	0,94	0,93	0,93
SE	0,61	0,58	0,52	0,51
DR	0,33	0,36	0,41	0,42
SE/DR	1,8	1,6	1,3	1,2
Trechos (Rio +Trib)	MON		JUS	
n amostral	54	54	49	21
gama	131	185	118	71
alfa mínima	1	1	1	2
máxima	26	38	15	29
mediana	8	8	6	5
CV	0,3	0,8	0,1	0,3
Beta	0,93	0,94	0,94	0,96
SE	0,54	0,51	0,53	0,68
DR	0,39	0,43	0,41	0,28
SE/DR	1,4	1,2	1,3	2,4

Em suma, no PÓS a diversidade local foi menor no rio Madeira a JUS e maior nos tributários a MON. Considerando os períodos hidrológicos, menor diversidade local foi registrada no rio Madeira em AB e AA e maiores nos tributários em AB. A BD foi alta e pouco variável e se manteve assim no PÓS, porém aumento de SE e diminuição de DR foram observados a JUS no PÓS.

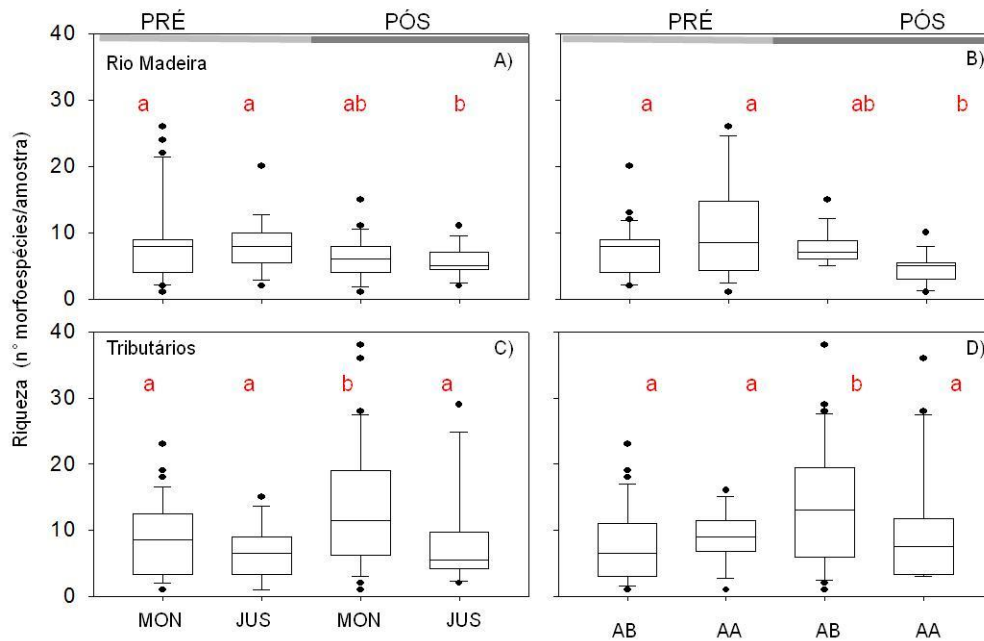


Figura 3 - *Box plots* da riqueza de espécies (alfa diversidade) no rio Madeira (A e B) e em seus tributários (C e D) no pré (PRÉ) e pós (PÓS) barramento; painéis à esquerda correspondem a trechos a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem e à direita, aos períodos hidrológicos águas baixas (AB) e águas altas (AA). A linha dentro as caixas corresponde à mediana, os limites das caixas indicam 25° e 75° percentis, os traços abaixo e acima indicam os 10° e 90° percentis e os pontos são *outliers*. Cada caixa abrange a variabilidade sazonal (painéis à esquerda) e espacial (painéis à direita). Letras minúsculas diferentes representam dados significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Representação gráfica da dissimilaridade (diferença de riqueza e substituição de espécies) e da similaridade

Os gráficos triangulares da Análise Simplex (AS) representam a variação dos componentes da BD total, considerando a presença e ausência das 256 morfoespécies fitoplanctônicas nos 210 a 1486 pares de localidades geradas pela AS na área de influência da UHESA. Nos lados direito e esquerdo dos triângulos, encontram-se a SE e DR, respectivamente, e a similaridade é mostrada na base do triângulo ($S=1-D$).

Os gráficos mostram padrões similares da distribuição dos pares de amostras, entre fases tanto entre sistemas como entre trechos, evidenciando, também, semelhança na distribuição entre períodos hidrológicos. Ou seja, em todas as situações são evidenciados valores mais altos de SE (0,51-0,68), que de DR (0,28-0,43) e baixa similaridade (0,04-0,07). Além disso, a ausência de valores no canto direito inferior de cada triângulo indica a ausência de pares de localidades com baixa SE e alta similaridade (Figura 4).

Em suma, a BD se mostrou elevada e pouco variável e se manteve assim no PÓS longitudinalmente e lateralmente a jusante conforme esperado, e também lateralmente a montante ao contrário de nossa hipótese. Aumento de SE e diminuição de DR foram observados a JUS no PÓS. Assim, as mudanças laterais ocorreram não a MON conforme esperado, mas a JUS, ao contrário de nossa hipótese.

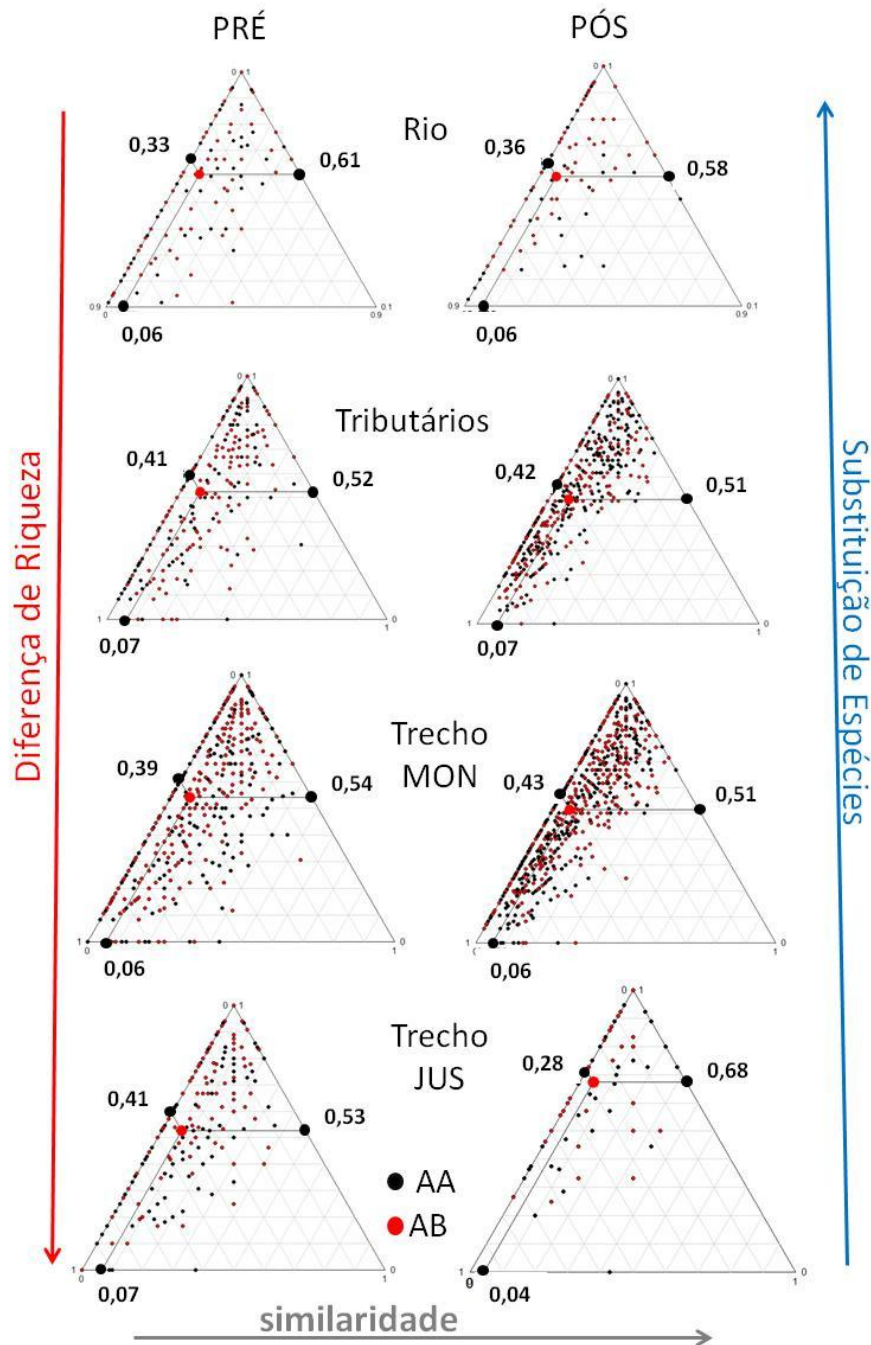


Figura 4 - Gráficos triangulares (Análise Simplex, Podani & Schemera, 2011) da variação dos componentes da beta diversidade total (BD), estimados a partir da presença e ausência das 256 morfoespécies fitoplancônicas na área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio, comparando os 210 a 1486 pares de localidades gerados pela análise. Nos lados direito e esquerdo dos triângulos, encontram-se a substituição de espécies (SE) e a diferença de riqueza (DR), respectivamente, de forma que dissimilaridade $BD=SE+DR$. A base do triângulo é representada pela similaridade $S=1-BD$. Cada ponto representa um par de localidades. Os círculos pretos maiores sobre cada lado do triângulo representam os valores médios de cada componente e o ponto vermelho maior é o centróide desses pontos. A soma dos valores médios de cada componente=1.

Beta diversidade total e ambiente

As db-RDAs relacionando as matrizes de distância, que contemplam a variação da BD total e da DR com as oito variáveis abióticas, considerando os trechos (MON e JUS), no PRÉ e PÓS, foram significativas ($p=0,001$). Já as db-RDAs relacionando as matrizes de distância que contemplam a variação da SE nos diferentes cenários analisados não foram significativas, evidenciando ausência de relação desse componente com o conjunto de variáveis medidas (Tabela 2). Ainda, embora significativas, a DR evidenciou distribuição curvilínea, não sendo possível identificar relações diretas com os eixos e variáveis, sendo aqui, portanto, apresentadas apenas as db RDAs para a BD total.

A relação da BD total com as oito variáveis ambientais explicou 20% da variação da BD total no PRÉ a MON e evidenciou um gradiente sazonal no eixo 1, estando no lado positivo as amostras de AB, tanto do rio Madeira quanto dos tributários, relacionadas à SRSi e pH, e no lado negativo, as amostras de AA, também de ambos os sistemas, relacionadas à Transp. e $z_{máx}$. O eixo 2 evidenciou um gradiente de temperatura da água no lado positivo e NID no lado negativo do eixo, estando positivamente e negativamente relacionadas com amostras de AB e AA, respectivamente (Figura 5A).

No PÓS a MON, a db-RDA explicou 22% da variação da BD total e evidenciou um gradiente espacial no eixo 1, estando no lado positivo as amostras dos tributários mais próximos à barragem, tanto em AB quanto AA, relacionadas à Tágua e no lado negativo, as amostras do rio Madeira e tributários mais distantes da barragem em AA, relacionadas ao NID. O eixo 2 evidenciou tanto um gradiente espacial como sazonal, estando no lado positivo as amostras principalmente do rio Madeira em AB relacionadas com o SRSi e pH e, no lado negativo, as amostras dos tributários principalmente em AA, relacionadas com a Transp. (Figura 5B).

No PRÉ a JUS, a db-RDA explicou 41% da variação da BD total e não separou amostras em relação aos sistemas (rio e tributários) ou aos períodos hidrológicos (AB e AA). Também não evidenciou gradiente sazonal e/ou espacial na composição de espécies. No lado positivo do eixo 1, as amostras associaram-se a Transp. e Tágua e, no lado negativo, a SRSi, FSR e pH. No lado positivo do eixo 2, as amostras relacionaram-se ao NID e no lado negativo, a $z_{máx}$ e Pzoo (Figura 5C). No PÓS a JUS, a db-RDA explicou 46% da variação da BD total e evidenciou principalmente um gradiente sazonal no eixo 1, estando no lado positivo as amostras de AB,

principalmente dos tributários (T) relacionadas a Tágua e pH e no lado negativo, as amostras principalmente do rio Madeira (R) em AA, relacionadas à Pzoo. Já o eixo 2 evidenciou um gradiente espacial, sem amostras no lado positivo, estando no lado negativo as amostras dos tributários em AB e AA, relacionadas diretamente com a Transp. e inversamente ao FSR (Figura 5D).

Apesar das maiores contribuições para a BD total terem sido de SE, esse componente não se relacionou com as condições ambientais. As db-RDA's para a BD total evidenciaram que no PÓS a MON a sazonalidade hidrológica deixou de ser o componente principal, passando a ser a dinâmica espacial, principalmente destacando os tributários próximos a barragem relacionados com maiores Tágua e Transp. Já a JUS, evidenciou que no PÓS o gradiente hidrológico passou a ser o direcionador da BD, sendo que em AB, pH e Tágua foram importantes e em AA, Pzoo, $z_{\text{máx}}$ e NID.

Tabela 2- Explicabilidade total (%) e dos dois primeiros eixos e p probabilístico das db-RDA aplicadas a matriz de distância da beta diversidade total (BD) e dos componentes diferença de riqueza (DR) e substituição de espécies (SE) nos trechos a montante (MON) e jusante (JUS) da barragem e no PRÉ e no PÓS barramento. Em negrito destacam-se os valores significativos ($p < 0,05$).

	Beta diversidade total (BD)				Diferença de Riqueza (DR)				Substituição de espécies (SE)			
	PRÉ		PÓS		PRÉ		PÓS		PRÉ		PÓS	
	MON	JUS	MON	JUS	MON	JUS	MON	JUS	MON	JUS	MON	JUS
Explicabilidade total (R^2 %)	20,0	41,0	22,0	46,0	6,0	49,0	38,0	37,0	2,0	1,0	-11,0	-6,0
Eixo 1	0,20	0,12	0,18	0,11	0,18	0,55	0,44	0,56	0,09	0,18	0,08	0,16
Eixo 2	0,15	0,09	0,16	0,08	0,02	0,11	0,03	0,07	0,06	0,11	0,08	0,11
p	0,001	0,001	0,001	0,001	0,14	0,001	0,001	0,056	0,347	0,587	0,958	0,739

Obs: As db RDA's para os componentes não foram interpretadas no espaço multivariado por apresentarem efeito curvilíneo (DR) e por não terem sido significativas (SE).

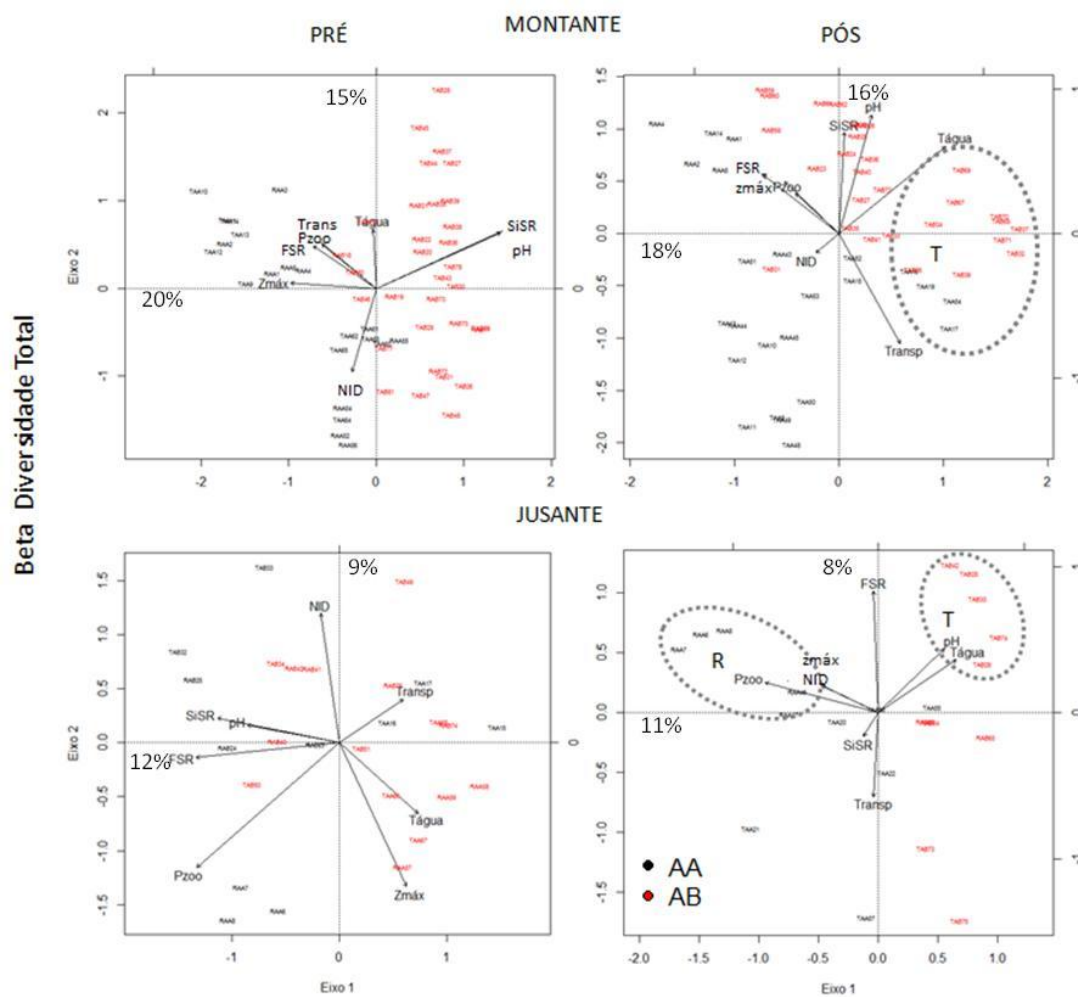


Figura 5 - Diagramas de ordenação gerados a partir da Análise de Redundância baseada em distância (db-RDA) entre a variação na composição de espécies (Beta diversidade total) e as condições ambientais, nas fases PRÉ e PÓS barramento; (A) e (B) no trecho a montante; (C) e (D) no trecho a jusante. As amostras em preto são referentes a águas altas (AA) e em vermelho, a águas baixas (AB). R=amostras do rio Madeira e T= amostras dos tributários. Z_{máx}= profundidade máxima; Transp=transparência da água; Tágua=temperatura da água; pH; NID= nitrogênio inorgânico dissolvido; FSR= fósforo solúvel reativo; SiSR=sílica solúvel reativa; P_{zoo}=pressão por herbivoria zooplanctônica. Pontos próximos correspondem a maior similaridade e pontos mais distantes, a maior dissimilaridade na composição de espécies (ter Braak & Smilauer, 2012).

Em suma, a BD se mostrou elevada e pouco variável, mantendo o padrão no PÓS longitudinalmente e lateralmente a JUS conforme esperado, e também lateralmente a MON, ao contrário de nossa hipótese. Aumento de SE e diminuição de DR foram observados a JUS no PÓS sem mudanças a MON. Assim, as mudanças laterais foram observadas a JUS, mas não a MON, ao contrário de nossa hipótese. Apesar das maiores contribuições para a BD total terem sido do componente SE, não foi possível detectar relações significativas com as condições ambientais. As db-RDA's para a BD total evidenciaram que no PÓS a MON, a sazonalidade hidrológica deixou de ser o fator principal, tornando a dinâmica espacial, principalmente nos tributários próximos a barragem, relacionada com maiores Tágua e Transp. Já a JUS, foi evidenciado o gradiente hidrológico como direcionador da BD no PÓS.

Discussão

Neste estudo, nós buscamos avaliar se o barramento do rio Madeira modifica a BD fitoplanctônica e seus componentes nas dimensões longitudinal e lateral e nós encontramos que, conforme esperado, a BD se manteve no pós barramento (PÓS) longitudinalmente no rio e lateralmente nos tributários a jusante (JUS), mas ao contrário de nossa hipótese, também se manteve inalterada lateralmente nos tributários a montante (MON). Embora a BD total não tenha se modificado e a substituição de espécies (SE) tenha sido maior que a diferença de riqueza (DR) no PÓS a JUS a SE foi ainda maior e a DR ainda menor, , sem mudanças nesses componentes a MON. Em outras palavras, as mudanças ocorreram não a MON, conforme esperado, mas a JUS, ao contrário de nossa hipótese. Aqui, nós primeiro discutimos os padrões e os prováveis mecanismos que mantêm a BD alta e pouco variável tanto ao longo do eixo longitudinal do rio Madeira como lateralmente no novo reservatório formado. Posteriormente, são discutidos os prováveis efeitos do barramento sobre os componentes da BD no trecho a JUS, onde as mudanças ocorreram.

Padrão unimodal do pulso e elevado número de espécies únicas explicam a hiper betadiversidade

Nossos resultados mostraram que a BD entre as localidades estudadas foi sempre muito alta (hiper BD > 0,90, *sensu* Maloufi *et al.*, 2016) e pouco variável (0,92-0,96), tanto entre fases do barramento como entre trechos e períodos hidrológicos.

BD fitoplanctônica em diferentes sistemas naturais e artificiais varia de intermediária a alta (0,24 a 0,98), mas nunca alcança baixos valores (<0,20). Os altos valores têm sido associados à alta heterogeneidade ambiental (Huszar *et al.*, 1990; Borges & Train, 2009; Nabout *et al.*, 2007; Nogueira *et al.*, 2010; Cardoso *et al.*, 2012; Angeler & Drakare, 2013; Maloufi *et al.*, 2016). Particularmente para sistemas de planície de inundação, as causas de BD intermediárias (0,31-0,50) e altas (0,79-0,89) têm sido atribuídas à alta variabilidade ambiental, como resposta a diferentes graus de conectividade hidrológica entre os sistemas da planície, promovida pelo pulso de inundação (Nabout *et al.*, 2007; Borges & Train, 2009; Nogueira *et al.*, 2010). No entanto, uma análise desses estudos mostra que a BD intermediária a elevada pode ou não responder ao papel homogeneizador das cheias. Não somente a partir do conjunto de dados de um ciclo anual completo, mas também analisando os períodos hidrológicos, separadamente, tem sido evidenciado que: i) as AA podem não ter sido eficientes em homogeneizar completamente os sistemas a ponto de promover as esperadas baixas BD em lagos de inundação amazônicos (Nogueira *et al.*, 2010); e ii) o isolamento parcial dos sistemas em AB também pode não ter sido suficiente para promover as esperadas altas BD em lagos do Pantanal, onde se mantiveram intermediárias (Cardoso *et al.*, 2012). Além disso, BD intermediárias ocorreram tanto em AA como AB em lagos do rio Araguaia (Nabout *et al.*, 2007). Apenas Tezanos-Pinto *et al.*, (2008) observaram hiper BD em lagos de inundação da planície do rio Paraná, com alta heterogeneidade de habitats, as quais foram consideradas maiores em AB e menores em AA pelos autores, ainda que com pouca variação.

Maloufi *et al.* (2016) ao compararem a hiper BD encontrada em lagos rasos temperados submetidos a condições ambientais heterogêneas (diferentes usos do solo) *versus* a BD em sistemas de planícies de inundação, atribuíram as menores BD

nesses últimos sistemas como resultado da constante homogeneização das comunidades fitoplanctônicas a cada evento de cheia. No entanto, nossos resultados indicaram hiper BD ($>0,90$), mesmo em ambientes permanentemente conectados e relativamente mais homogêneos em suas condições abióticas, se comparados aos lagos rasos não conectados e submetidos a diferentes usos do solo no estudo de Maloufi *et al.* (2016).

No presente estudo, a hiper BD foi encontrada em locais com condições ambientais espacialmente relativamente homogêneas, se comparadas à literatura como, por exemplo, ao longo do eixo longitudinal do rio Madeira e nos tributários a JUS e, em menor extensão, nos tributários a MON (ver capítulo 1). Cabe salientar que a BD também não variou entre períodos hidrológicos (dados não mostrados), sendo alta tanto em AB como AA no PRÉ e no PÓS. A db RDA levando em conta a variação da BD evidenciou que, o contínuo hidrológico entre AB e AA, dada pelo padrão unimodal do pulso, foi mantido, embora com menor explicabilidade. Esta manutenção hidrológica possibilitou manter a heterogeneidade ambiental, dada pela variabilidade sazonal (ver capítulo 1 e Figura 5 deste capítulo). Aliado a isto, o alto número de espécies que ocorre apenas em uma ou poucas localidades contribui para a hiper BD total (aumento da dissimilaridade), através do baixo compartilhamento de espécies (50% do conjunto total em uma amostra e 20% em duas amostras), o que reduz a similaridade entre locais. Quanto maior é o conjunto total de espécies de uma dada região, em relação ao número de espécies que ocorrem em cada localidade, menor é a fração desse conjunto total que pode ser exclusiva de uma dada localidade, potencialmente aumentando a BD (Chase & Myers, 2011). Assim, a hiper BD na UHESA pode potencialmente ser explicada i) pela heterogeneidade ambiental, condicionada pela variabilidade sazonal; e ii) pelo baixo compartilhamento de espécies entre locais (similaridade), o que aumenta a BD (dissimilaridade).

BD responde longitudinalmente à manutenção das altas vazões e lateralmente à manutenção do padrão unimodal do pulso de inundação

No presente estudo, a BD se manteve inalterada ao longo do rio Madeira, refletindo a ausência de descontinuidade das condições ambientais entre MON e JUS, em resposta a manutenção da forte vazão pelo tipo de reservatório (fio d'água).

Tanto quanto se sabe, não há estudos sobre efeitos da descontinuidade longitudinal por barramentos sobre a BD de comunidades fitoplanctônicas em rios de planície de inundação, embora a descontinuidade tenha sido observada para diversidades alfa e gama (Bovo & Sconparin, 2013; Rodrigues *et al.*, 2015; Bortolini *et al.*, 2016). Tanto em reservatórios de acumulação (Bortolini *et al.*, 2016; Rodrigues *et al.*, 2015) como fio d'água (Bicudo *et al.*, 2006), a descontinuidade se reflete no aumento das populações a MON da barragem, com redução da diversidade a JUS em resposta à retenção de nutrientes, de sólidos em suspensão e da própria comunidade fitoplanctônica (Rodrigues *et al.*, 2015, Bovo-Scomparini *et al.*, 2013).

Da mesma forma que longitudinalmente, a BD também foi mantida lateralmente entre rio e tributários a MON, ao contrário de nossa hipótese, e conforme esperado mantida também a JUS. O efeito do barramento com o consequente represamento dos tributários a MON no PÓS, levando a novas condições ambientais (FURNAS, 2005), parece não ter sido suficiente para modificar a BD. Além disso, a menor conectividade hidrológica parece não ter afetado a dispersão conforme registrado para outras comunidades não limitadas pela dispersão (Viana *et al.*, 2016).

Aliado a isto, o contínuo hidrológico previsível, mantido no PÓS mesmo com menor amplitude a MON, assim como a manutenção dessa amplitude a JUS, contribuíram para a manutenção da BD lateralmente. Esse resultado é suportado pela dbRDA que evidenciou que a diminuição da amplitude do pulso a MON não foi suficiente para alterar o padrão dos períodos hidrológicos, embora a sazonalidade marcante tenha deixado de ser o gradiente principal no PÓS a MON (eixo 1), passando a ser importante a distribuição espacial, destacando-se os tributários mais próximos à barragem, os quais se relacionam a Tágua e Transp, independentemente do período hidrológico. Tal fato reforça que a manutenção do padrão unimodal do pulso, mesmo com menor

amplitude, manteve as diferentes localidades agrupadas, em sua maioria, por períodos hidrológicos. Assim, a sazonalidade marcante típica de rios de pulso de inundação é importante para manter as configurações relativamente homogêneas entre sistemas (rio e tributários), sendo que, quando sob menor variabilidade da amplitude do pulso ocorre maior heterogeneidade espacial entre sistemas.

Nossos resultados contribuem para uma melhor compreensão da BD do fitoplâncton em grandes rios de planícies de inundação submetidos a barramento.

Contribuições semelhantes da substituição de espécies e da diferença de riqueza para a BD total em comunidades

Embora a BD total tenha se mantido alta e sem grandes variações, seus componentes se modificaram a JUS, ao contrário de nossa hipótese, mas não a MON como esperado, evidenciando serem os componentes mais sensíveis em detectar mudanças nos padrões da composição fitoplanctônica do que a BD total (Angeler, 2013).

Os poucos estudos sobre o fitoplâncton que avaliaram os componentes da BD referem-se a lagos em região temperada. Neles foram observadas contribuições de SE até 10 vezes maiores (0,62-0,97) que DR (0,01-0,10) (Angeler, 2013; Gallego *et al.*, 2014; Maloufi *et al.*, 2016; Mousing *et al.*, 2016), mostrando que o principal mecanismo responsável pela maior contribuição para a dissimilaridade na composição de espécies do fitoplâncton é a SE. No presente estudo, a contribuição da SE também foi maior (0,51 a 0,68) que a de DR (0,28 a 0,43), mas não tão mais elevada como nos estudos mencionados, evidenciando que ambos os componentes determinam, de maneira aproximada, a hiper BD na área de estudo.

Resultados semelhantes ao nosso (SE=0,68 e DR =0,32) foram observados em comunidades, menos limitadas por dispersão, como macroinvertebrados com maior habilidade para nadar (Rolls *et al.*, 2016). Embora sem registrar hiper BD, os resultados do estudo de Rolls *et al.* (2016), assim como o nosso, mostram que comunidades menos limitadas por dispersão em sistemas conectados, a SE não prevalece tão marcadamente sobre a DR. De acordo com Angeler (2013), maiores contribuições de SE do que DR sugerem que as múltiplas localidades, em uma escala regional,

contribuem para a BD, já maiores contribuições de DR que SE sugerem que apenas algumas localidades contribuem para a BD (Angeler, 2013). Assim, para organismos não limitados por dispersão em sistemas fortemente conectados, tanto o conjunto total de espécies da região como o conjunto de espécies de cada localidade contribuem de forma não tão diferenciada para a BD total (Chase & Myers, 2011).

É reconhecido que os padrões da BD são decorrentes, sobretudo, de processos estocásticos, que enfatizam a dispersão e determinísticos, que enfatizam as condições ambientais as interações biológicas (Magurran, 2003; Baselga 2010; Legendre, 2014). A ausência de relação significativa de SE com as condições ambientais nos dá um indicativo de que as maiores SE no PÓS podem estar relacionadas a variáveis locais não medidas ou por ser a dispersão tão alta, conforme esperado em microorganismos entre localidades de um rio, de tal forma, que possa mascarar o controle das comunidades pelas condições ambientais locais (Heino *et al.*, 2015). Dadas as contribuições aproximadas de ambos os componentes, é possível supor que tanto processos determinísticos como estocásticos estruturam a BD nos sistemas de inundação estudados. Assim, a interação entre esses dois processos estariam contribuindo para a hiper BD na área de estudo. A dispersão de diferentes organismos na região (efeito estocástico) resulta no favorecimento de diferentes espécies as quais poderão se beneficiar de diferentes condições ambientais (efeito determinístico ao longo das localidade (Chase, 2010).

Embora, de modo geral, SE e DR tenham apresentado valores similares, aumento discreto de SE foi observado no PÓS a JUS. Aumento de SE foi também encontrado para peixes em recifes de coral após distúrbio natural, tendo sido SE interpretada como padrão complementar para reorganizar as comunidades, levando-as a condições semelhantes às encontradas anteriormente ao distúrbio (Lamy *et al.* 2015). Segundo aqueles autores a ausência de limitação por dispersão dos peixes foi o facilitador da manutenção da BD (Lamy *et al.*, 2015). Em nosso estudo, o aumento de SE pode também ser interpretado como resposta da comunidade fitoplanctônica ao barramento, ainda que a BD tenha se mantido estável ao longo do tempo. Esse resultado evidencia que a comunidade fitoplanctônica, assim como a comunidade de

peixes, parece exibir alta resistência à perturbação provocada pelo barramento, mostrando habilidade em manter sua composição em nível semelhante ao anterior ao distúrbio (Lamy *et al.*, 2016).

Assim, em nosso cenário ambos os componentes são importantes para a BD total e evidenciam comportamento particular de sistemas com alta conectividade e em comunidades não limitadas por dispersão (Rolls *et al.*, 2016, este estudo). Esse resultado sugere que não somente o conjunto de localidades (escala regional), via dispersão, como localidades em particular (escala local) via condição de nicho, contribuem igualmente para a BD na área de estudo (Angeler, 2013). Assim, acessar os componentes da BD parece ser importante, principalmente quando a BD mantém-se estável ao longo de mudanças ambientais (Angeler, 2013 e este estudo), fazendo-se necessários estudos em outros rios de regiões tropicais como forma de ampliar o conhecimento sobre as respostas desses componentes em diferentes tipos de sistemas.

Recentemente autores têm acoplado as análises de decomposição da BD com estudo sobre as contribuições relativas dos processos ambientais (determinísticos, condição de nicho) e espaciais (estocásticos, dispersão) (p. ex. Viana *et al.*, 2016; Maloufi *et al.*, 2016). Para o fitoplâncton, Maloufi *et al.* (2016) sugeriram que os mecanismos de ordenação de espécies (*species sorting*), que surgem das variações nas condições ambientais locais, direciona a alta SE em escala regional (50 lagos na França). Por outro lado, Viana *et al.* (2016), ao estudarem plantas aquáticas e zooplâncton em escala continental (> 3300 km) encontraram que uma significativa fração da composição das comunidades foi explicada por uma combinação de efeitos espaciais de variáveis ambientais regionalmente estruturadas, e concluíram também que a ordenação de espécies pode explicar a alta SE em escala regional, enquanto processos biogeográficos, potencializados pela limitação por dispersão entre regiões, podem direcionar a composição regional das comunidades. Neste sentido, a teoria de metacomunidades formaliza a interdependência dos processos locais (determinísticos, condição de nicho) e regionais (estocásticos, limitação por dispersão) que moldam tais metacomunidades (Leibold *et al.*, 2004, Legendre 2014, Angeler 2013).

Uma das perspectivas futuras do presente estudo é aliar as abordagens que contemplam a decomposição da BD total do fitoplâncton com estudos que contemplam as contribuições relativa das condições de nicho e da dispersão, através de técnicas de partição de variância aliadas a técnicas de decomposição da BD, contribuindo para uma compreensão mais refinada dos processos que regem a BD das comunidades fitoplanctônicas.

Este estudo configura-se, tanto quanto se sabe, como o primeiro a avaliar a BD total fitoplanctônica após barramento e também a acessar a decomposição em substituição de espécies (SE) e diferença de riqueza (DR) em regiões tropicais. Diferenças com a literatura são a sempre alta BD e contribuições não tão diferenciadas de SE e DR, diferentemente das relações encontradas para a SE e DR fitoplanctônica em outros sistemas. Outra distinção foi a ocorrência de hiper BD em ambientes submetidos à constante homogeneização.

Conforme esperado, a BD foi mantida longitudinalmente no rio principal como resposta à manutenção da forte vazão pelo reservatório tipo fio d'água (hipótese i), bem como no novo reservatório formado ao contrário do esperado, (hipótese ii). Há evidências que a diminuição da amplitude do pulso de inundação a MON causada pelo barramento não tenha sido suficiente para modificar nem a variação lateral na composição das espécies fitoplanctônicas (BD) nem a de seus componentes (SE e DR), parcialmente ao contrário do esperado (hipótese iii). Embora a BD tenha se mantido longitudinalmente, seus componentes se modificaram a Jus tanto no rio (longitudinal) como nos tributários (lateral), mesmo tendo sido mantidas as condições hidrológicas, esse resultado mostra que a menor amplitude do pulso a MON se fez sentir também a Jus (hipótese iv).

Nossos achados apontam para a necessidade de estudos detalhados das comunidades fitoplanctônicas em escalas regionais e locais e também em escalas temporais mais extensas principalmente quando a BD é estável no curso de mudanças ambientais. O acoplamento de análises que avaliem tanto as contribuições relativas das condições

locais e das distâncias geográficas (ou graus de conectividade) como os componentes da BD (SE e DR) podem possibilitar avanços no conhecimento sobre a conformação das comunidades em sistemas complexos como os ambientes de inundação, sobretudo aqueles impactados por barramentos.

Considerações gerais

O cenário pós barramento: homogeneidade longitudinal e descontinuidade lateral

O cenário da descontinuidade longitudinal, mas também lateral por barramentos tem sido compreendido a partir do Conceito de Descontinuidade em Série (*Serial Discontinuity Concept, SDC*, Ward & Stanford, 1995a; Stanford & Ward 2001; Ellis & Jones, *et al.*, 2013). O contínuo hidrológico longitudinal, conforme proposto por Vanote *et al.* (1980), ou lateral, conforme proposto por Junk *et al.* (1989), podem ser interrompidos por barramentos. Unindo esses conceitos chave em sistemas lóticos, nós buscamos avaliar se o barramento de um rio de forte vazão e submetido ao pulso de inundação previsível, amplo e de longa duração, modifica as comunidades fitoplanctônicas, nas dimensões longitudinal e lateral da área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio. Nossos resultados indicam respostas diferenciadas nessas dimensões, para os atributos medidos do fitoplâncton.

A manutenção do contínuo longitudinal nas condições físicas e químicas do rio Madeira ocorrem em resposta à manutenção da forte vazão pelo reservatório tipo fio d'água, conforme nossa hipótese geral. Por outro lado, a dimensão lateral responde à diminuição da amplitude do pulso, sendo o padrão da comunidade fitoplanctônica semelhante ao registrado para reservatórios de acumulação, com aumento de biomassa e riqueza de espécies nos braços formadores do reservatório a MON (Ribeiro *et al.*, 2005; Zheng *et al.*, 2007; Zalocar *et al.*, 2007) e diminuição da abundância e diversidade da comunidade a JUS (Stevaux *et al.*, 2009; Rodrigues *et al.*, 2015; Bovo-Scomparini *et al.*, 2013), em resposta à retenção da comunidade à montante da barragem (Magrin & Matsumura-Tundisi, 1997; Kalff, 2002).

A descontinuidade longitudinal registrada para o biovolume das comunidades fitoplanctônicas a JUS do rio Madeira no PÓS foi apenas perceptível pela ausência do GFBM VII, cujos representantes são colônias grandes com mucilagem, e pela diversidade local, a qual foi menor nesse trecho. Além disso, a BD foi mantida alta em toda a área de estudo, inclusive considerando as localidades apenas no eixo longitudinal do rio, ambiente homogêneo em suas condições ambientais (Arantes Jr, 2011). No entanto, como o

biovolume do grupo VII ocorreu sempre em níveis baixos, não foram verificadas diferenças significativas entre trechos. A descontinuidade longitudinal da BD refletiu somente em aumento da SE e diminuição da DR a JUS, sem alterar a BD, evidenciando composição em nível semelhante ao anterior ao distúrbio, resultando em comunidades fitoplanctônicas fortemente resistentes ao impacto gerado pelo barramento.

Por outro lado, a descontinuidade lateral foi mais expressiva nos tributários a MON e refletiu a diminuição da amplitude do pulso, que promoveu o aumento em cinco vezes do biovolume total, principalmente pela contribuição do GFBM V (flagelados) e em menor extensão, aumento do GFBM VII (apenas em AB do PÓS) e também aumento da diversidade local. Esse resultado mostra que a menor conectividade (efeito de represamento nos tributários, FURNAS, 2005) e o conseqüente aumento da BD não foram verificados, tendo esta sido mantida nesse trecho, assim como seus componentes. Dada a redução da amplitude do pulso de inundação em sete metros para cumprir demanda do reservatório, é possível supor, pela literatura, que deveria se esperar maior conectividade hidrológica entre sistemas após o aumento do nível hidrométrico (Thomaz *et al.*, 2007). No entanto, a partir de conhecimento prévio sobre a área de estudo a dinâmica hidrológica lateral (FURNAS, 2005), não tenderia a homogeneizar os tributários com o rio principal, mas sim torná-los mais isolados em resposta, ao que foi chamado de efeito de represamento, conforme previsto ocorrer em maior extensão no PÓS (FURNAS, 2005). Dada a retenção das águas nesses locais, homólogos a braços de reservatório de acumulação, o prolongamento desse efeito resulta na formação de um novo ambiente, o qual foi favorável para as comunidades fitoplanctônicas, modificando sua composição e aumentando o biovolume e a diversidade local, mas não sua BD. Dessa forma, a descontinuidade lateral a MON foi dada pela diminuição do retorno das águas dos tributários ao leito do rio (aumento de tempo residência nos braços) e resultando em um ambiente com maiores profundidades máximas e temperatura da água, pH circumneutro e limitação por fósforo. Além, disso a pressão de herbivoria exercida pelo zooplâncton foi menos efetiva (capítulo 1). Assim, limitação por fósforo, redução da pressão de herbivoria, aumento de nutrientes orgânicos dissolvidos e o provável aumento do tempo de residência nos braços do reservatório, favoreceram diferentes populações de flagelados fitoplanctônicos mixotróficos, levando a um aumento

do BV total e da diversidade local. A JUS resultou em águas com populações da comunidade fitoplanctônica mais esparsas, onde a descontinuidade lateral ocorreu apenas para os componentes da BD: aumento da contribuição de SE, semelhante ao ocorrido no rio Madeira nesse trecho, como resposta a uma possível maior dispersão entre localidades mais pobres, onde poucas espécies foram compartilhadas. O declínio da alfa diversidade local fitoplanctônica em resposta a um barramento foi observado em um rio de planície de inundação, ao longo dos anos, resultado da fragmentação de habitats e da degradação das condições ambientais (Rodrigues *et al.*, 2015).

As mudanças longitudinais do fitoplâncton foram, então, a ausência do GFBM VII e a menor diversidade local; as mudanças laterais no novo reservatório foram aumento do BV total e de organismos mixotróficos e da diversidade local, principalmente nos tributários mais próximos a barragem. As mudanças laterais a JUS foram aumento da SE e diminuição da DR, sem alteração da BD total (Figura 1).

Considerando-se que a extensão da área de influência da UHESA é de 300 km, sendo a barragem localizada na metade dessa extensão, é possível atribuir que a distância de descontinuidade (DD, Ward & Stanford, 1983) ocorreu a MON no primeiro terço mais próximo acima da barragem (~50 km) e a JUS se fez sentir até o último terço abaixo da barragem (~150 km). Esse resultado evidencia que o fluxo unidirecional do rio leva as mudanças ocorridas acima da barragem a se refletirem em localidades abaixo desse trecho (Zalocar *et al.*, 2007; Stevaux *et al.*, 2009).

Portanto, reservatórios tipo fio d'água construídos em rios de forte vazão contribuem para manter o contínuo longitudinal do rio principal, mas quando submetidos à diminuição da amplitude do pulso de inundação ocorre efeito lateral homólogo à reservatórios de acumulação com a formação de sistemas diferenciados na planície. Por isso, ao serem construídos reservatórios em rios de planície de inundação, as avaliações de impactos devem contemplar, sobretudo, os efeitos causados sobre o ecossistema em sua dimensão lateral, mesmo em reservatórios tipo fio d'água, onde é suposta a inundação de uma área menor que aquela em reservatórios de acumulação. Além disso, nossos achados apontam para a necessidade de estudos detalhados das comunidades fitoplanctônicas em escalas

regionais e locais e também em escalas temporais mais extensas, principalmente quando a BD é estável no curso de mudanças ambientais, possibilitando avanços no conhecimento sobre a conformação das comunidades em sistemas complexos como os ambientes de inundação, sobretudo aqueles impactados por barramentos.

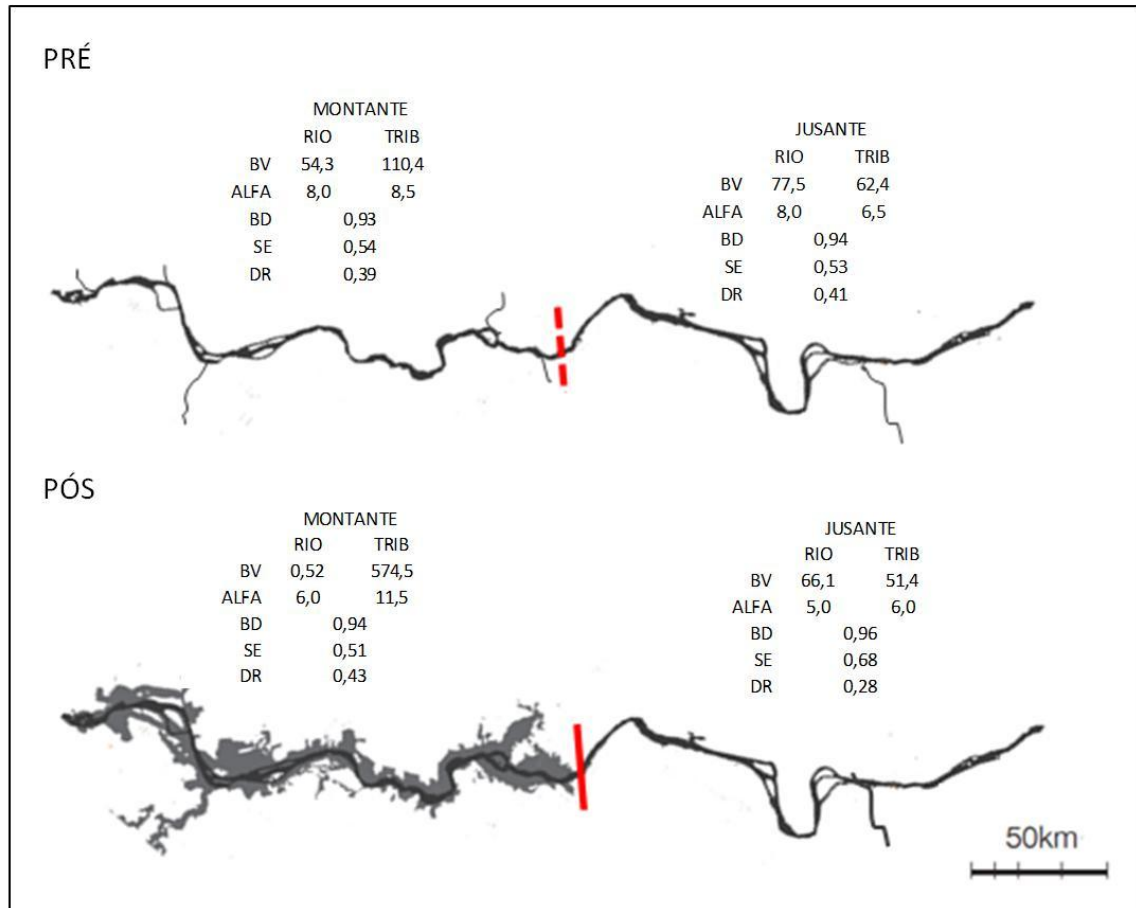


Figura 1 – Diagrama esquemático mostrando as principais mudanças a montante e jusante no rio Madeira (RIO) e seus tributários (TRIB) no pós barramento (PÓS) em comparação com o pré barramento (PRÉ). São observados maior biovolume e alfa diversidade nos tributários a montante (valores medianos), menor alfa diversidade tanto no rio como nos tributários no trecho a jusante, além de aumento da substituição de espécies (SE) e diminuição da diferença de riqueza (DR) a jusante. Barragem (traço vermelho), PRÉ (painel superior) e PÓS (painel inferior). BV= biovolume total ($\mu\text{m}^3/\text{L}$); ALFA= mediana da diversidade local (número de morfoespécies/amostra); BD=beta diversidade; SE=substituição de espécies e DR=diferença de riqueza..

Conclusões

Hipótese i)

O biovolume total (BV), dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) e a beta diversidade total (BD) do fitoplâncton são mantidos no eixo longitudinal do rio principal, em resposta à manutenção do contínuo hidrológico.

Conforme esperado, o biovolume total e dos GFBM assim como a BD foram mantidos no eixo longitudinal do rio Madeira. Exceção ocorreu à jusante no rio Madeira no pós barramento onde as grandes colônias com mucilagem (GFBM VII) estiveram ausentes e onde ocorreu a menor diversidade local. De modo geral, a comunidade fitoplanctônica respondeu às condições decorrentes de um reservatório fio d'água sem descontinuidades longitudinais dadas as altas vazões.

Hipótese ii)

O biovolume total do fitoplâncton aumenta lateralmente à montante do barramento, com maior contribuição nos tributários de grupos funcionais típicos de ambientes lênticos, além de aumento da BD em resposta ao efeito de represamento nos tributários pela diminuição da amplitude do pulso de inundação.

Conforme esperado, o BV total e de grupo funcionais formados por flagelados de nutrição mixotrófica (GFBM V), assim como a diversidade local aumentaram lateralmente a montante, em resposta ao efeito de represamento da água nos tributários pela diminuição da amplitude do pulso de inundação, conforme nossa hipótese. No entanto, ao contrário do esperado, esse aumento não ocorreu para a BD.

Hipótese iii)

Mudanças laterais no BV total, nos grupos funcionais e na BD a jusante não são esperadas, dada à manutenção das condições hidrológicas nesse trecho.

Conforme esperado, o BV total e dos GFBM, assim como a diversidade local e a BD total, foram mantidos nos tributários a jusante, no entanto ao contrário de nossa hipótese, a

substituição de espécies aumentou e a diferença de riqueza diminuiu, única mudança na comunidade fitoplanctônica lateralmente a jusante, onde as condições hidrológicas foram mantidas.

Hipótese iv)

Sazonalmente, ocorre diminuição da ampla variação do BV total, bem como da BD entre águas baixas e altas a montante, em resposta à menor variação da amplitude do pulso de inundação.

Ao contrário do esperado, apenas o biovolume no rio Madeira foi semelhante entre períodos hidrológicos no pós, quando no pré barramento foi marcadamente distinto. Ao contrário de nossa hipótese, não foi registrada perda da variabilidade da BD entre períodos hidrológicos, nem da diversidade local. Ambas foram sempre semelhantes entre períodos hidrológicos, evidenciando o papel homogeneizador do pulso.

Referências bibliográficas

- Abonyi, A.;Leitão, M., Stankovi, I.; Borics, G.; Várбірó, G.;Padisák, J.2014. A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators* 46:11–22
- Alahuhta, J.; Kosten,S.; Akasaka, M.;Auderset, D.; Azzella, M.M; Bolpagni, R.;Bove,C.P.;Chambers, P.A.;E.,Chappuis, Mary Winston, J.C., Ecke, F. Gacia, E.Gecheva, G. Grillas, P.Hauxwell, J.Hellsten, S.Hjort, J.Hoyer, M.V.Ilg, C.;Kolada, A.; Kuoppala, M.; Lauridsen, T.;Li, E. H.;Lukács, B. A.;Mjelde, M.;Mikulyuk, A.;Mormul, R. P.;Nishihiro, J.;Oertli, B.;Rhazi, L.; Rhazi, M.; Sass, L.; Schranz, C.;Søndergaard, M.;Yamanouchi, T.;Yu, Q.;Wang, H. Willby, N.; Ke Zhang X., Heino, J. 2017. Global variation in the beta diversity of lake macrophytes is driven by environmental heterogeneity rather than latitude. *Journal of Biogeography* on line first.
- Alhassan, E.H. 2015. Seasonal variations in phytoplankton diversity in the Bui dam area of the Black Volta in Ghana during the pre- and post-impoundment periods. *Revista de Biología Tropical (International Journal of Tropical Biology and Conservation)*, 63 (1): 13-22.
- Almeida, R.M.; Barros, N.; Cole J.J.; Tranvik, L. & Roland, F. 2013. Emission from planned Amazonian dams. Opinion & comment. *Nature Climate Changes*, 3 (12): 1005-1005.
- Almeida, R.M.; Tranvik, L. Huszar, V.L.M.;Sobek, S.;Mendonça, R.;Barros, N.; Arantes Jr, J.D.; Roland, F. Phosphorus transport by the largest Amazon tributary (Madeira River, Brazil) and its sensitivity to precipitation and damming. *Inland Waters*, ISSN 2044-2041, E-ISSN 2044-205X, Vol. 5, no 3, 275-282 p.
- Amoros, C. & Bornette, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47: 761–776.
- Amoros, C. & Roux, A.L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten*, 29: 125–130.
- Anderson M.J., Crist T.O., Chase J.M., Vellend M., Inouye B.D., Freestone A.L. et al. (2011) Navigating the multiple meanings of b diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14, 19–28.

- Anderson, D.; Moggridge, H.; Warren, P. & Shucksmith, J. 2015. The impacts of 'run-of-river' hydropower on the physical and ecological condition of rivers. *Water and Environment Journal*, 29: 268–276.
- Anderson, M.J.; Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683–693.
- ANEEL/BIG Agência Nacional de Energia Elétrica / Banco de Informação de Geração, 2015. <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/>. Accessed in 22th July 2015.
- Angeler, D.G. 2013. Revealing a conservation challenge through partitioned long-term beta diversity: increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. *Diversity and Distributions*, 19: 772–781.
- Angeler D.G. & Drakare S. 2013. Tracing alpha, beta, and gamma diversity responses to environmental change in boreal lakes. *Oecologia*, 172: 1191–1202.
- Arantes Jr., J.D. 2011. *Estudo limnológico de um trecho do médio rio Madeira (região de Porto Velho - RO), com ênfase na comunidade Zooplanctônica*. São Carlos, UFSCar, 167 p. (Tese)
- Bahnwart, M.; Hunbener, T. & Schubert, H. 1999. Downstream changes in phytoplankton composition and biomass in a lowland river-lake system (Warnow River, Germany). *Hydrobiologia*, 391: 99–111.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 131-143.
- Baselga, A. 2012 The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 1223–1232.
- Bastos, W.R.; Gomes, J.P.O.; Oliveira, R.C.; Almeida, R.; Nascimento, E.L.; Bernardi, J.V.E; de Lacerda, L.D.; Silveira, E.G. & Pfeiffer, W.C. 2006. Mercury in the environment and river side population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 368(1): 344–351.
- Bicudo, D.C.; Ferragut, C.; Crossetti, L.O. & Bicudo, C.E.M. 2006. Efeitos do represamento sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica do Reservatório de Rosana, baixo rio Paranapanema, Estado de São Paulo. In Nogueira, M.G.; Henry, R. & Jorcin, A. (Eds.).

Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.

São Carlos, RiMa Editora, p. 349-377.

- Borges, P.A.F. & Train, S. 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology*, 69 (2, Suppl.): 637-647.
- Borics, G.; Varbiro, G.; Grigorszky, I.; Krasznai, E.; Szab, O. S. & Kiss, K.T. 2007. A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Large Rivers, Archive fur Hydrobiologie Supplement*, 161: 465–486.
- Bortolini, J.C.; Train, S. & Rodrigues, L.C. 2016. Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain. *Hydrobiologia*, 763: 223-236.
- Bovo-Scomparim, V. M. & Train, S. 2008. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia*, 610: 331–344.
- Bovo-Scomparim, V. M.; Train, S. & Rodrigues, L.C. 2013. Influence of reservoirs to dispersion and seasonal variation of the phytoplankton community in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, 702: 115–127.
- Bozelli, R.L.; Thomaz, S.M.; Padial, A.A.; Lopes, P.M. & Bini, L.M. 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753: 233-241.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24:419-456.
- Brasil, J. & Huszar, V.L.M. 2011. o papel dos traços funcionais Na Ecologia do fitoplâncton Continental. *Oecologia Australis*, 15 (4): 799-834.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensociologie*. Springer, Wien.
- Bukaveckas, P.A.; WILLIAMS, J. & HENDRICKS, S.P. 2002. Factors regulating autotrophy and heterotrophy in the main channel and an embayment of a large river impoundment. *Aquatic Ecology*, 36: 355–369.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30: 492–507.

- Calderón-Patrón, J.M.; Goyenechea, I.; Ortiz-Pulido, R.; Castillo-Cerón, J.; Manriquez, N.; Ramírez-Bautista, A.; Rojas-Martínez, A.E.; Sánchez-Rojas, G.; Zuria, I. & Morenoet, C.E. 2016. Beta Diversity in a Highly Heterogeneous Area: Disentangling Species and Taxonomic Dissimilarity for Terrestrial Vertebrates. *PLoS ONE*, 11(8): e0160438.
- Cardoso, S.J.; Roland, F.; Loverde-Oliveira, S.M. & Huszar, V.L.M. 2012. Phytoplankton abundance, biomass and diversity within and between Pantanal wetland habitats. *Limnologica*, 42: 235- 24.
- Casali, S.; Calijuri, M.C.; Barbarisi, B.; Renó, V.F.; Affonso, A.G.; Barbosa, C.; Silva, T.S.F. & de Moraes Novo, E.M.L. 2011. Impact of the 2009 extreme water level variation on phytoplankton community structure in Lower Amazon floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23 (3): 260-270.
- Chase, J.M. 2010. Stochastic Community Assembly Causes Higher Biodiversity in More Productive Environments. *Science* Vol. 328, Issue 5984, pp. 1388-1391 DOI: 10.1126/science.1187820
- Chase, J.M.; Myers, J.A. 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Phil. Trans. R. Soc. V* (366). Issue 1576: 2351-2363.
- Chen, N.; Liu, L.; Li, Y.; Qiao, D.; Li, Y.; Zhang, Y. & Lv, Y. 2015. Morphology-based classification of functional groups for potamoplankton. *Journal of Limnology*, 74(3): 559-571.
- Cummins, K.W., Cushing, C.E. et al.. 2005. Introduction: An overview of stream ecosystems. *River and Stream Ecosystems of the World*. C. E. Cushing, K. W. Cummins and G. W. Minshal. London, England, University of California Press Ltd.: 785.
- Dai, H.; Zheng, T. & Liu, D. 2010. Effects of Reservoir Impounding on Key Ecological Factors in the Three Gorges Region. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 15–24.
- Datry, T.; Pella, H.; Leigh, C.; Bonada, N. & Hugueny, B. 2016. A landscape approach to advance intermittent river ecology. *Freshwater Biology*, 61: 1200-1213.
- De Bie, T.D.; De Meester, L.; Brendonck, L.; Martens, K.; Goddeeris, B.; Ercken, D.; Hampel, H.; Denys, L. et al. 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters*, 15: 740–747.

- De Fillipo, R.; Gomes, E.L.; Linz-Cesar, J.; Soares, .B.P. & Menezes, C.F.S. 1999. As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa-GO. In Henry, R. (ed.). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FAPESP-FUNDIBIO, Botucatu, pp: 321-346.
- deNoyelles Jr, F.; Smith, V.H.; Kastens, J.H.; Bennett, L.; Lomas, J.M.; Knapp, C.W.; Bergin, S.P.; Dewey, S.L.; Chapin, B.R.K.; Graham, D.W. 2016. 21-year record of vertically migrating subepilimnetic populations of *Cryptomonas* spp. *Inland Waters* 6: 173-184.
- Descy, J.-P. 1987. Phytoplankton composition and dynamics in the River Meuse (Belgium). *Archiv für Hydrobiologie*, 78: 225–245.
- Descy, J.-P. 1993. Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbances on community structure and diversity. *Hydrobiologia*, 249: 111-116.
- Descy, J.-P. & Gosselain, V. 1994. Development and ecological importance of phytoplankton in a large lowland river (River Meuse, Belgium). *Hydrobiologia*, 289: 139–155.
- Descy, J.-P.; Darchambeau, F.; Lambert, T.; Stoyneva-Gaertner, M.P.; Bouillon, S. & Borges, A.V. 2017. Phytoplankton dynamics in the Congo River. *Freshwater Biology*, 62: 87-101.
- Devercelli, M. 2006. Phytoplankton of the Middle Paraná River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. *Hydrobiologia*, 563: 465–478.
- Devercelli, M. 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia*, 639: 5–19.
- Devercelli, M. & O'farrell, I. 2013. Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. *Limnologica*, 43: 67-78.
- Devercelli, M.; De Domitrovic, Y.Z.; Forastier, M.E. & De Zaburl,N.M. 2014. Phytoplankton of the Parana River Basin. In: Freshwater Phytoplankton of Argentina. *Advances in Limnology*, 65: 39–65.
- Downing, J.A. and Rigler, F.H. (eds.) A manual on methods for the assessment of secondary production in fresh waters.-2 nd edition. IBP Handbook 17. Blackwell Scientific Publications.

- Dumont, H.J., Velde, I.V. & Dumont, S. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19:75-97.
- Ellis, L.E. & Jones, N.E. 2013. Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews*, 21: 136–148
- Fearnside, P.M. 2016. Environmental and Social Impacts of Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia: Implications for the Aluminum Industry. *World Development*, 77: 48-65.
- Fenchel, T. & Finlay, B. J. 2004. The ubiquity of small species: patterns of local and global diversity. *BioScience*, 54: 777–784.
- Ferreira, J.R.; Devol, A.H.; Martinelli, L.A.; Forsberg, B.R.; Victoria, R.L.; Richey, J.E. & Mortatti, J. 1988. Chemical composition of the Madeira River: seasonal trends and total transport. *Mitt. Geol. Paläont. Inst. Univ. Hamburg, Scope/Unep Sonderband*, 66: 63-75.
- Finer, M. & Jenkins, C.N. 2012. Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. *PLoS ONE*, 7: e35126
- Furnas, 2005. Relatório dos Estudos de Impactos Ambientais. TOMO C – Análises integradas, avaliação de impactos, prognósticos e programas ambientais. Capítulo 2: Identificação e avaliação de impactos ambientais. 122p.
- Gallego, I.; Davidson, T.A.; Jeppesen, E.; Pérez-Martinez, C.; Fuentes-Rodriguez, F.; Juan, M. & Casas, J. J. 2014. Disturbance from pond management obscures local and regional drivers of assemblages of primary producers. *Freshwater Biology*, 59: 1406–1422.
- García de Emiliani, M.O. 1985. Fitoplâncton de los principales cauces y tributários del valle aluvial del rio Parana: tramo Goya-Diamante,III. *Revista de la Asociacion de Ciencias Naturales del Litoral*, 16: 95-112.
- García de Emiliani, M. O. 1997. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*, 357: 1–15.
- García de Emiliani, M.O.; Manavella, M.I.A. 1983. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del rio Paraná: Tramo Goya-diamante. III. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 14:217-237.

- Gliwicz, Z.M. 1999. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Pol.* 17:663-708.
- Gosselain, V.; Descy, J.-P.; & Everbecq, E. 1994. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: Seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia*, 289: 179–191.
- Gosselain, V.; Viroux, L. & Descy, J.-P. 1998. Can a community of small-bodied grazers control phytoplankton in rivers? *Freshwater Biology*, 39: 9–24.
- Goulding, M.; Barthem, R. & Ferreira, E. 2003. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Princeton Editorial Associates, London.
- Heino J.; Soininen J.; Alahuhta J.; Lappalainen J. & Virtanen R. 2015 A comparative analysis of metacommunity types in the freshwater realm. *Ecology and Evolution*, 5: 1525–1537.
- Hillebrand H. Dürselen C.D. Kirschtel D. Pollinger U. & Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v. 35, p.403–424, 1999.
- Huszar, V.L.M.; Nabout, J.C.; Appel, M.; Santos, J.B.O.; Abe, D.S. & Silva, L.H.S. 2015. Environmental and not spatial processes (directional and non-directional) shape the phytoplankton composition and functional groups in a large subtropical river basin. *Journal of plankton research*, 37 (6): 1190-1200.
- Huszar, V.L.M. & Reynolds, C.S. 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, 346: 169-181.
- Huszar, V.L.M.; Silva, L.H.S. & Esteves, F.A. 1990. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da Região do Baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia/Brazilian Journal of Biology*, 50 (3): 585-598.
- Huszar, V.L.M.; Marinho, M.M; e Sampaio G. 1993. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas da Lagoa de Juturnaíba, Araruama, Rio de Janeiro, Brasil: uma comparação entre os períodos anterior e posterior ao barramento do rio São João. *Revista Brasileira de Biologia/Brazilian Journal of Biology*, 55 (3): 453-467.
- Ibanez, M.S.R. 1998. Phytoplankton composition and abundance of a central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia* 362: 79–83, 1998.

- Ibelings, B.; Admiraal, W.; Bijkerk, R.; Ietswaart, T. & Prins, H. 1998. Monitoring algae in Dutch rivers: does it meet its goals? *Journal of Applied Phycology*, 10: 171–181.
- Izaguirre, C.; Méndez, F.J.; Menéndez, M. & Losada, I.J. 2011. Global extreme wave height variability based on satellite data. *Geophysical Research Letters*, 38 (10): 1-6.
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Kanstrup, E.; Petersen, B.; Henriksen, R.B.; Hammershøj, M.; Mortensen, E.; Jensen, J.P. & Have, A. 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/276: 15–30.
- Jones, R. I. 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biology*, 45: 219–226.
- Junk, W.J. 2000. Neotropical Floodplains: a Continental-Wide View. In Junk, W.J.; Ohly, J.J.; Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (Org.). *The central Amazon Floodplain: actual use and options for a sustainable management*. Leiden: Backhuys Publishers. p. 75-94.
- Junk, W.J. Fernandez Piedade, M.T. Schöngart, J. Cohn-Haft, M. Marion Adeney, J. & Wittmann, F. 2011. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands* (2011) 31:623–640. DOI 10.1007/s13157-011-0190-7.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes da Cunha, C.; Maltchick, L.; Schöngart, J.; Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 24: 5–22.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110–127.
- Kalff, J. 2002. *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Kelman, J.; Pereira, M.V.F.; Araripe –Neto, T.A. & Sales, P.R.H. 2006. Hidreletricidade. P. 371-418. In: Rebouças, A.C.; Braga, B. & Tundisi, J.G. *Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação*. Escrituras, São Paulo.

- Kennedy RH. 1999. Design and operation: limnological implications and management opportunities. In Tundis JG and Straskraba M (eds) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. pp 1-28.
- Koleff, P.; Gaston, K.J. & Lennon, J.K. 2003. Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72: 367–382.
- Kraft, N.J.B., Comita, L.S., Chase, J.M., Sanders, N.J., Swenson, N.G., Crist, T.O., Stegen, J.C., Vellend, M., Boyle, B., Anderson, M.J., Cornell, H.V., Davies, K.F., Freestone, A.L., Inouye, B.D., Harrison, S.P. & Myers, J.A. 2011. Disentangling the drivers of beta diversity along latitudinal and elevational gradients. *Science*, 333, 1755–1758.
- Kruk, C.; Huszar, V.L.M.; Peeters, E.T.H.M.; Bonilla, S.; Costa, L.S.; Lüring, M.; Reynolds, C. & Scheffer, M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55: 614–627.
- Kruk C. & Segura A.M. 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, v.698, p.191-202.
- Kruk, C.; Segura, A.M.; Costa, L.S.; Lacerot, G.; Kosten, S.; Edwin T. H. M.; Peeters, E.T.H.M.; Huszar, V.L.M.; Mazzeo, N. & Scheffer, M. 2016. Functional redundancy increases towards the tropics in lake phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 00(00): 1-13.
doi:10.1093/plankt/fbw083
- Lamy, F.; Arz, H.W.; Kilian, R.; Lange, C.B.; Lembke-Jene, L.; Wengler, M.; Kaiser, J.; Urrea, O.B.; Hall, I.R.; Harada, N. & Tiedemann, R. 2015. Glacial reduction and millennial-scale variations in Drake Passage throughflow. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(44): 13496-13501
- Legendre, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 1324–1334.
- Legendre, P. & De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16: 951–963.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F., Holt R.D., Shurin J.B., Law R., Tilman D., Loreau M. & Gonzalez A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, v.7, p.601–613.

- Leira, M. & Cantonati, M. 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography. *Hydrobiologia*, 613: 171–184.
- Leite, N.K.; Krusche, A.V.; Ballester, M. V. R.; Reynaldo L.V.; Richey, J.E.; Gomes, B.M. 2011. Intra and interannual variability in the Madeira River water chemistry and sediment load. *Biogeochemistry* (2011) 105:37–51. DOI 10.1007/s10533-010-9568-5.
- Leprieur, F. Tedesco, PA, Hugueny, B; Beauchard, O; Durr, HH, Brosse, S & Oberdorff, T. 2011. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. *Ecology Letters*, 14, 325-334.
- Li, J. Dang, S. Liu, S. Yang Z.Peng, M, Zhao, C.2013. Effects of cascading hydropower dams on the composition, biomass and biological integrity of phytoplankton assemblages in the middle Lancang-Mekong River.
- Loverde-Oliveira, S.M. & Huszar, V.L.M. 2007. Phytoplankton ecological responses to the flood pulse in a Pantanal lake, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 19: 5–19.
- Loverde-Oliveira, S.M.; Huszar, V.L.M.; Mazzeo, N. & Scheffer, M. 2009. Hydrology-Driven Regime Shifts in a Shallow Tropical Lake. *Ecosystems*, 12: 807-819.
- Lund, J.W.G.; Kipling, C. & Le Cren, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143–70.
- Mackereth, F.J.H.; Heron, J. & Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Scientific Publications of the Freshwater Biological Association, 6, 121p.
- Magilligan, F.J. & Nislow, K.H., 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, 71: 61-78.
- Magrin, A.G.E. & Matsumura-Tundisi, T. Phytoplankton assemblages in Samuel reservoir (Rondônia State, Brazil) during the filling phase. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 529-534.
- Magurran, A.E. 2003. *Measuring Biological Diversity*. Wiley-Blackwell Publishing.
- Maloufi, S.; Catherine, A.; Mouillot, D.; Coute, A.; Bernard, C. & Troussellier, M. 2016. Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper b-diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 61: 633-645.

- Margalef, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493–509.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona.
- Martinelli LA, Victoria RL, Devol AH, Richey JE, Forsberg BR (1989) Suspended sediment load in the Amazon Basin: an overview. *Geojournal* 19(4):381–389
- Mazaris, A.D.; Moustaka-Gouni, M.; Michaloudi, E. & Bobori, D.C. 2010. Biogeographical patterns of freshwater micro- and macroorganisms: a comparison between phytoplankton, zooplankton and fish in the eastern Mediterranean. *Journal of Biogeography*, 37: 1341–1351.
- McCauley, E. 1984. Chapter 7. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples.
- Melo, S. de & Huszar, V.L.M. 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research* Vol.22 no.1 pp.63–76.
- Melo, A.S., Rangerl, T.F.L.V.B. & Diniz-Filho, J.A.F. 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography*, 32, 226–236.
- Mihaljević, M.; Stević, F.; Horvatić, J. & Hackenberger Kutuzović, B. 2009. Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački Rit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia*, 618: 77–88.
- Mihaljević, M.; Špoljarić, D.; Stević, F. & Pfeiffer, T.Z. 2013. Assessment of flood-induced changes of phytoplankton along a river–floodplain system using the morpho-functional approach. *Environmental monitoring and Assessment*, 185: 8601-8619.
- Mousing, E.A.; Richardson, K.; Bendtsen, J.; Cetinic, I. & Perry, M.J. 2016. Evidence of small-scale spatial structuring of phytoplankton alpha- and beta-diversity in the open ocean. *Journal of Ecology*, 104: 1682–1695.
- Nabout, J.C.; Nogueira, I.S. & Oliveira, L.G. 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, 28: 181–193.

- Nabout, J.C.; Nogueira, I.S.; Oliveira, L.G. & Morais, R.R. 2007. Phytoplankton diversity (alpha, beta and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia*, 575 (1): 455-461.
- Nabout, J.C.; Siqueira, T.; Bini, L.M. & Nogueira, I.S. 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta oecologica*, 35: 720-726.
- Neiff, J.J. 1990. Ideas for the ecological interpretation of the Paraná river. *Interciencias*, 15: 424-41.
- Nogueira, I.S.; Nabout, J.C.; Oliveira, J.E.; K.D. 2008. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea* 35(2): 219-233.
- Nogueira, I.S.; Nabout, J.C.; Ibañez, M.S.R. & Bourgoïn, L.M. 2010. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (3): 247-256
- O' Farrel, I. 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 271(3): 169-178.
- Oliveira, M.D. & Calheiros, D.F. 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, 427: 102-112.
- ONS Operador Nacional do Sistema Elétrico 2015 <http://www.ons.org.br/>. Accessed in 22th July 2015
- Padial, A. A.; Ceschin, F.; Declerck, S. A. J.; De Meester, L.; Bonecker, C. C.; Lansac-Tôha, F. A.; Rodrigues, L.; Rodrigues, L. C. et al. 2014. Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. *PLoS ONE*, 9: e111227.
- Padisák, J.; Crossetti, L.O. & Naselli-Flores, L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.
- Podani, J. & Schmera, D. 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos*, 120: 1625-1638.

- Podani, J., Schemera, D. 2016. Once again on the components of pairwise beta diversity. *Ecological Informatics* 32, 63-68.
- Poff, N.L. & Zimmerman, J.H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*: 55: 194–205.
- Poff, N.L.; Richter, B.D.; Arthington, A.H.; Bunn, S.E.; Naiman, R.J.; Kendy, E.; Acreman, M.; Apse, C.; Bledsoe, B.P.; Freeman, M.C.; Henrikson, J.; Jacobson, R.B.; Kennen, J.G.; Merritt, D.M.; O'Keefe, J.H.; Olden, J.D.; Rogers, K.; Tharme, R.E. & Warner, A. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55: 147–170
- Pringle, C.M.; Freeman, M.C.; Freeman, B.J. 2000. Regional Effects of Hydrologic Alterations on Riverine Macrobiota in the New World: Tropical–Temperate Comparisons. *BioScience*. V:50(9):807-823.
- Rejas, D. & Muylaert, K. 2010. Bottom-up and top-down control of phytoplankton growth in an Amazonian várzea lake. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 176 (3):225-234
- Reynolds, C. S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecol.*, 3, 141–159
- Reynolds, C. S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. D. (ed.). *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 388–433.
- Reynolds C. S. 1995. River Plankton: the paradigm regained. In Harper, D.M. & Ferguson, A.J.D. (eds.). *The ecological basis for river management*. Wiley, Chichester, pp. 161–174.
- Reynolds, C.S. 1997. *Vegetation Processes in the pelagic: A model for ecosystems theory*. Germany, Ecology Institute.
- Reynolds, C.S. 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes*, 14: 3119-3132.
- Reynolds, C.S. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. 535p.
- Reynolds, C.S. & Descy, J-P. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie*, 113(Suppl.): 161–87.

- Reynolds, C.S.; Descy, J.-P. & Padisák, J. 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? *Hydrobiologia*, 289: 1-7.
- Reynolds C.S.; Huszar V.; Kruk C.; Naselli-Flores L. & Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417–428.
- Ribeiro, L.H.L.; Brandimarte, A.L. & Kishi, R.T. 2005. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – an approach on the eutrophication process. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(2): 155-165.
- Rodrigues, L.C.; Train, S.; Roberto, M.C. & Pagioro, T.A. 2002. Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45 (4): 499-513.
- Rodrigues, L.C.; Train, S.; Bovo-Scomparin, V.M.; Jati, S.; Borsalli, C.C. & Marengoni, E. 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, 69 (2), suppl.: 501-516.
- Rodrigues, L.C.; Simões, N.R.; Bovo-Scomparina, V.M.; Jati, S.; Santana, N.F.; Roberto, M.C. & Train, S. 2015. Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators*, 48: 334–341.
- Rolls, R.J.; Heino, J. & Chessman, B.C. 2016. Unravelling the joint effects of flow regime, climatic variability and dispersal mode on beta diversity of riverine communities. *Freshwater Biology*, 61: 1350–1364
- Rojó, C.; Cobelas, M.A. et al.. (1994). An elementary structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289: 43-55.
- Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions of biomass calculation of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol.-Beih. Ergebn. Limnol.* 8, 71–76.
- Salmaso, N. & Padisák, J. 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 578: 97–112
- Salmaso N.; Naselli-Flores, L. & Padisák, J. 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 60: 603–619.

- Salmaso, N. & Zignin, A. 2010. At the extreme of physical gradients: phytoplankton in Highly flushed, large rivers. *Hydrobiologia*, 639: 21–36.
- Santos, J.B.O.; Silva, L.H.S.; Branco, C.W.C. & Huszar, V.L.M. 2016. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 764: 171–186.
- Sas, H. 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolations. Sankt Augustin, Germany, Academia Verlag Richarz GmbH.
- Schmidt, A. 1994. Main characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. *Hydrobiologia*, 289(1):97-108.
- Schuster, K.F.; Tremarin, P.I.; Souza-Franco, G.M. de S. 2015. Alpha and beta diversity of phytoplankton in two subtropical eutrophic streams in southern Brazil. *Acta Botanica Brasiliensis* 29(4): 597-607. 2015. doi: 10.1590/0102-33062015abb0060
- Sedell, J.R.; Richet, J.E. & Swanson, F.J. 1989. The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers? In: Dodge, D.P. (ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 49–55.
- Sioli, H. 1975. Tropical river: the Amazon. In: Whitton, D.A. (Ed.). *River Ecology*. University California Press. pp. 461-480.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: Sioli, H. (Ed.) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht, Dr.W.Junk Publishers, 763p.
- Silva, L.H.S.; Huszar, V.L.M.; Marinho, M.M.; Rangel, L.M.; Brasil, J.; Domingues, C.D.; Branco, C.C. & Roland, F. 2014. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. *Limnologica*, 48: 1-10.
- Smilauer, P., Lepš, J., 2014. Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5. Cambridge University Press, Cambridge, <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781139627061>.
- Soares, M.C.S.; Huszar, V.L.M. & Roland, F. 2007. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). *River Research and Applications*, 23: 698–714.

- Souza, D.G.; Bueno, N.C.; Bortolini, J.C.; Luzia Cleide Rodrigues, L.C.; Bovo-Scomparin, V.M. & Franco, G.M.S. 2016. Phytoplankton functional groups in a subtropical Brazilian reservoir: responses to impoundment. *Hydrobiologia*, 779: 47–57.
- Sousa Júnior, W.C. and Reid, J. 2010. Uncertainties in Amazon hydropower development: Risk scenarios and environmental issues around the Belo Monte dam. *Water Alternatives* 3(2): 249-268
- Stanford, J.A. & Ward, J.V. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 48–60.
- Stanford, J.A. & Ward, J.V. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17: 303-310.
- Stanković, I.; Vlahović, T.; Udovič, M.G.; Várbíró, G. & Borics, G. 2012. Phytoplankton functional and morpho-functional approach in large floodplain rivers. *Hydrobiologia*, 698: 217-231.
- Stevaux, J.C.; Martins, D.P.; Meurer, M. 2009. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology*. 113: 230-238.
- Stráskraba, M.. 1999. Residence time as a key variable of reservoir limnology. In:Tundisi, J.G. & Stráskraba, M. (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos, pp. 385–410.
- Talling, J.F. & Prowse, G.A. 2010. Selective recruitment and resurgence of tropical river phytoplankton: evidence from the Nile system of lakes, rivers, reservoirs and ponds. *Hydrobiologia*, 637: 187–196.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 2012. *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination (version 5.0)*. New York: Microcomputer Power, Ithaca, 496p.
- Tezanos-Pinto, P.; Lombardo, R.; O'Farrel, I.; Izaguirre, I. 2008. Drivers shaping hytoplankton diversity and composition in a humid Pampean floodplain lake (Natural Reserve). *Hydrobiologia* (2015) 752:77–89 DOI 10.1007/s10750-014-2008-0.
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M. & Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579: 1-13.

- Train, S. & Rodrigues, L.C. 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía river in the upper Paraná river floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 361: 125-134.
- Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T. 2008. *Limnologia*. Oficina dos Textos, São Paulo.
- Tundisi, J.G.; Goldemberg, J.; Matsumura-Tundisi, T. & Saraiva, A.C.F. 2014. How many more dams in the Amazon? *Energy Policy*, 74: 703–708.
- Uehlinger, V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Archiv des Science et Société Physics d'Histoire Naturelle de Genève*, Genève 17: 121–123.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1–38.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vanormelingen, P.; Cottenie, K.; Michels, E.; Muylaert, K.; Vyverman, W. & Meester, L. 2008. The relative importance of dispersal and local processes in structuring phytoplankton communities in a set of highly interconnected ponds. *Freshwater Biology*, 53: 2170–2183.
- Viana, D.S.; Figuerola, J.; Schwenk, K.; Manca, M.; Hobæk, A.; Mjelde, M.; Preston, C.D.; Gornall, R.J.; Croft, J.M.; King, R.A.; Green, A.J. & Santamaría, L. 2016. Assembly mechanisms determining high species turnover in aquatic communities over regional and continental scales. *Ecography* 38: 001–008.
- Violle, C.; Navas, M.-L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116: 882-892.
- Ward, J.V., 1989: The four dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2–8.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T.D. & Bartell, S.M. (eds.). *Dynamics of Lotic Ecosystems*: 29–42. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, p. 29-42.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1995a. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 59-168.

- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1995b. Ecological connectivity in alluvial River Ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, V(11)-105:119.
- Ward, J.V.; Robinson, C.T. & Tockner, K. 2002. Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 443-450.
- Ward, J.V.; Tockner, K. & Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 125–139.
- Wehr, J.D. & Descy, J.-P. 1998. Use of phytoplankton in large river management. *Journal of Phycology*, 34: 741–749.
- Wellmeyer, J.L.; Slattery, M.C. & Phillips, J.D. 2005. Quantifying downstream impacts of impoundment on flow regime and channel planform, lower Trinity River, Texas. *Geomorphology*, 69: 1–13.
- Wen, Z., Yang, Q., Quan, Q., Xia, L., Ge, D. & Lv, X. 2016. Multiscale partitioning of small mammal b-diversity provides novel insights into the Quaternary faunal history of Qinghai-Tibetan Plateau and Hengduan Mountains. *Journal of Biogeography*, 43, 1412–1424.
- Wetzel, R. 1990. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne, F.E. (eds) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. J. Wiley & Sons, Inc. New York. pp:227-23
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.
- Winegardner A.K., Jones B.K., Ng I.S.Y., Siqueira T. & Cottenie K. 2012 The terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, v.27, p.253-254.
- Winemiller, K.O.; McIntyre, P.B.; Castello, L.; Fluet-Chouinard, E.; Giarrizzo, T.; Nam, S.; Baird, I.G.; Darwall, W.; Lujan, N.K.; Harrison, I.; Stiassny, M.L.J.; Silvano, R.A.M.; Fitzgerald, D.B.; Pelicice, F.M.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Albert, J.S.; Baran, E.; Petrere Jr., M.; Zarfl, C.; Mulligan, M.; Sullivan, J.P.; Arantes, C.C.; Sousa, L.M.; Koning, A.A.; Hoinghaus, D.J.; Sabaj, M.; Lundberg, J.G.; Armbruster, J.; Thieme, M.L.; Petry, P.; Zuanon, J.; Torrente Vilara, G.; Snoeks, J.; Ou, C.; Rainboth, W.; Pavanelli, C.S.; Akama, A.; van Soesbergen, A. & Sáenz, L. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. Basin-scale planning is needed to minimize impacts in mega-diverse rivers. *Science*, 351: 128-129.

- Zalocar De Domitrovic, Y. 2005. Biodiversidad Del fitoplancton en el eje fluvial Paraguay, Paraná. *INSUGEO*, Miscelánea, Tucumán, 14: 229–242.
- Zalocar De Domitrovic, Y.; Poi De Neiff, A.S.G. & Casco, S. L. 2007. Abundance and diversity of phytoplankton in the Paraná River (Argentina) 200 Km downstream of the Yacyretá reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 67: 53–63.
- Zeng, Z.; Wang, Y. & Wu, C.C. 2007. Environmental dynamical control of tropical cyclone intensity: an observational study. *monthly weather review*, 135: 38–59.
- Zhang, Y.Y.; Xia, J.; Liang, T. & Shao, Q.X. 2010. Impact of water projects on River Flow 26 Regimes and Water Quality in Huai River Basin. *Water Resource Management*, 24: 889-908.

Anexos

ANEXO 2 - Valores medianos (Med), mínimos (Mín) e máximos (Máx), coeficiente de variação (CV) das variáveis hidrológicas, físicas e químicas da água no rio Madeira nos períodos hidrológicos de águas baixas (AB PRÉ, n=31 e PÓS, n=24) e águas altas (AA PRÉ, n=16 e PÓS, n=13). São também mostrados os valores do resultado do teste Mann-Whitney entre as fases do barramento (p). NH= nível hidrométrico, Q= vazão, $z_{\text{máx}}$ = profundidade máxima, Transp= transparência da água, Tágua=temperatura da água, NID=nitrogênio solúvel reativo, FSR= fósforo solúvel reativo, SiSR= sílica solúvel reativa, NT=nitrogênio total e FT=fósforo total.

		NH (m)	Q (m ³ /s)	$z_{\text{máx}}$ (m)	Transp (m)	Tágua (°C)	pH	NID (µg/L)	FSR (µg/L)	SiSR (mg/L)	NT (µg/L)	FT (µg/L)
PERÍODO HIDROLÓGICO												
PRÉ	Mín	46,3	3564,5	6,1	0,1	26,4	7,3	68,7	4,3	5,0	200,0	52,0
AB	Máx	64,6	8075,0	30,0	0,3	30,3	7,9	581,0	47,7	10,1	1837,8	675,5
	Med	62,1	6112,0	12,0	0,2	29,3	7,5	228,4	15,6	9,0	800,1	156,3
	CV	0,1	0,2	0,4	0,4	0,0	0,0	0,6	0,5	0,2	0,5	0,7
	AA	Mín	57,5	30135,5	15,0	0,1	26,7	6,3	83,6	7,3	0,2	640,4
AB vs AA	Máx	73,9	43066,0	30,0	0,1	28,1	6,8	320,9	41,3	10,9	1304,8	479,2
	Med	72,8	36225,6	20,0	0,05	27,5	6,7	120,5	26,4	6,4	796,6	322,2
	CV	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,4	0,2	0,3
	<i>p</i>	0,004	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,007	<0,0001	0,013	0,230	0,230	0,840	<0,0001
PÓS	Mín	46,9	5068,0	7,3	0,1	29,5	6,9	50,6	6,0	4,4	481,6	91,4
AB	Máx	71,6	7797,0	36,0	0,1	32,3	7,6	768,7	31,3	14,3	3195,9	284,4
	Med	64,9	6948,2	18,3	0,1	30,2	7,5	406,3	21,9	10,2	1222,2	180,5
	CV	0,2	0,1	0,4	0,3	0,0	0,0	0,5	0,4	0,4	0,4	0,3
	AA	Mín	57,5	30370,0	17,0	0,1	27,9	6,1	582,9	11,9	8,1	1246,2
AB vs AA	Máx	75,4	43615,0	37,0	0,1	28,3	6,9	1566,8	19,1	11,7	3155,3	399,0
	Med	74,4	33766,5	23,0	0,05	28,1	6,5	798,2	14,2	10,6	2353,8	306,1
	CV	0,1	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,1	0,2	0,2
	<i>p</i>	0,001	<0,0001	0,051	0,002	<0,0001	<0,0001	0,002	0,060	0,930	0,004	<0,0001
AB(PRÉ vs PÓS)	<i>p</i>	0,110	0,760	0,280	1,000	0,0002	0,020	<0,0001	0,170	0,005	<0,0001	0,660
AA (PRÉ vs PÓS)	<i>p</i>	0,008	0,033	0,012	0,0003	<0,0001	0,260	0,012	0,690	0,170	0,006	0,230

ANEXO 3 - Valores medianos (Med) , mínimos (Mín) e máximos (Máx), coeficiente de variação (CV) das variáveis hidrológicas, físicas e químicas da água nos tributários em seus trechos, montante (MON,PRÉ n=36 e PÓS, n=45) e jusante (JUS,PRÉ n=18 e PÓS, n=15) São também mostrados os valores do resultado do teste Mann-Whitney entre as fases do barramento (p). $z_{\text{máx}}$ = profundidade máxima, Transp= transparência da água, Tágua=temperatura da água, NID=nitrogênio solúvel reativo, FSR= fósforo solúvel reativo, SiSR= sílica solúvel reativa, NT=nitrogênio total e FT=fósforo total.

		$z_{\text{máx}}$ (m)	Transp (m)	Tágua (°C)	pH	NID ($\mu\text{g/L}$)	FSR ($\mu\text{g/L}$)	SiSR (mg/L)	NT ($\mu\text{g/L}$)	FT ($\mu\text{g/L}$)
TRECHOS										
PRÉ	Mín	0,2	0,0	21,0	4,5	35,6	0,8	0,0	100,5	4,3
MON	Máx	11,0	1,8	31,2	6,9	510,8	32,1	69,6	2385,0	615,3
	Med	1,8	0,6	26,8	6,0	107,4	7,8	1,4	639,4	42,1
	CV	1,0	0,7	0,1	0,1	0,8	0,8	2,0	0,7	1,6
	JUS	Mín	0,2	0,1	21,3	5,1	29,5	1,0	0,3	169,3
MON vs JUS	Máx	13,0	1,5	30,6	7,1	1183,8	29,2	28,6	2845,0	731,6
	Med	2,0	0,5	28,0	6,2	208,0	6,7	3,4	647,5	48,4
	CV	1,1	0,7	0,1	0,1	1,0	0,8	1,3	0,8	1,6
	p	0,67	0,78	0,53	0,06	0,03	0,43	0,34	0,41	0,39
PÓS	Mín	0,8	0,1	25,6	4,5	120,7	1,0	0,0	576,7	7,1
MON	Máx	18,0	2,2	33,7	7,6	2260,2	32,9	19,2	2317,4	313,0
	Med	6,8	0,6	28,8	6,4	557,2	9,8	2,8	1088,2	42,7
	CV	0,6	0,8	0,1	0,1	0,6	0,7	1,1	0,3	0,9
	JUS	Mín	0,3	0,1	25,5	4,6	250,2	2,7	0,0	538,0
MON vs JUS	Máx	11,0	1,3	30,2	7,4	1413,0	32,4	11,8	2625,7	205,8
	Med	2,0	0,4	27,9	6,4	623,3	10,8	7,9	1193,3	50,3
	CV	0,9	0,8	0,0	0,1	0,5	0,7	0,6	0,4	0,8
	p	0,09	0,84	0,03	0,67	0,24	0,57	0,05	0,28	0,5
MON (PRÉ vs PÓS)	p	0,04	-	0,01	0,04	<0,0001	-	-	0,0003	0,50
JUS (PRÉ vs PÓS)	p	-	-	-	-	0,01	0,00	0,00	0,06	-

ANEXO 4 - Valores medianos (Med) , mínimos (Mín) e máximos (Máx), coeficiente de variação (CV) das variáveis hidrológicas, físicas e químicas da água nos tributários nos períodos hidrológicos de águas baixas (AB PRÉ, n=36 e PÓS, n=36) e águas altas (AA PRÉ, n=18 e PÓS, n=24) . São também mostrados os valores do resultado do teste Mann-Whitney entre as fases do barramento (p). $z_{máx}$ = profundidade máxima, Transp= transparência da água, Tágua=temperatura da água, NID=nitrogênio solúvel reativo, FSR= fósforo solúvel reativo, SiSR= sílica solúvel reativa, NT=nitrogênio total e FT=fósforo total.

		$z_{máx}$ (m)	Transp (m)	Tágua (°C)	pH	NID ($\mu\text{g/L}$)	FSR ($\mu\text{g/L}$)	SiSR (mg/L)	NT ($\mu\text{g/L}$)	FT ($\mu\text{g/L}$)
PERÍODO HIDROLÓGICO										
PRÉ	Min	0,2	0,0	21,0	5,2	35,6	1,0	0,0	142,8	3,8
AB	Max	4,0	1,3	31,2	7,1	1183,8	32,1	69,6	2845,0	731,6
	Med	1,1	0,3	28,1	6,2	121,3	7,4	4,7	630,2	41,8
	CV	0,7	0,7	0,1	0,1	1,1	0,8	1,6	0,8	1,6
	AA	Min	7,0	0,1	25,2	4,5	29,5	0,8	0,2	100,5
AA	Max	13,0	1,8	29,7	6,6	464,5	28,8	11,0	929,1	106,5
	Med	10,0	0,9	26,7	5,5	148,1	7,5	1,0	672,2	42,1
	CV	0,2	0,5	0,0	0,1	0,7	0,8	1,4	0,3	0,4
	AB vs AA	p	<0,0001	0,9	0,004	0,02	<0,0001	0,1	1,0	0,01
PÓS	Min	0,3	0,1	25,5	5,1	120,7	1,0	0,0	538,0	7,1
AB	Max	18,0	1,5	33,7	7,6	1413,0	32,9	19,2	2014,7	167,6
	Med	2,0	0,4	29,4	6,5	554,9	12,7	5,0	1007,9	39,6
	CV	0,9	0,8	0,1	0,1	0,5	0,7	0,8	0,3	0,7
	AA	Min	5,0	0,1	25,6	4,5	272,7	2,6	0,0	807,0
AA	Max	18,0	2,2	31,0	6,7	2260,2	20,8	11,6	2625,7	313,0
	Med	9,0	0,9	28,0	5,8	609,2	6,3	1,6	1180,9	45,1
	CV	0,4	0,7	0,0	0,1	0,6	0,6	1,1	0,4	1,0
	AB vs AA	p	0,23	0,89	0,05	0,25	<0,0001	0,41	0,79	<0,0001
AB(PRÉ vs PÓS)	p	0,0004	-	0,04	0,04	<0,0001	0,01	0,01	-	0,04
AA (PRÉ vs PÓS)	p	-	-	0,02	0,08	<0,0001	-	-	<0,0001	-

ANEXO 5 – Lista das morfoespécies encontradas no rio Madeira e seus tributários entre outubro de 2009 e outubro de 2013 na área de influência da Hidrelétrica Santo Antônio, com seus respectivos traços funcionais usados para a inclusão na classificação dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia de Kruk et al. (2010):

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Anathece minutissima</i>	VII	10	59	33	1,8	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	VII	31	799	1647	0,5	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Aphanocapssa elachista</i>	VII	10	314	524	0,6	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	VII	16	106	75	1,4	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Aphanocapsa incerta</i>	VII	17	414	570	0,7	0	0	1	0	0	colônia	azul
Chroococcales 1	VII	8	201	268	0,8	0	0	1	0	0	colônia	azul
Chroococcales 5	VII	28	2463	11494	0,2	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Chroococcus minutus</i>	VII	36	880	1901	0,5	0	0	1	0	0	unicelular	azul
<i>Chroococcus</i> sp.1	VII	5	40	16	2,4	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Chroococcus</i> sp. 2	VII	10	158	131	1,2	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Chroococcus</i> sp. 3	VII	40	1195	3016	0,4	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Cyanodictyon filiforme</i>	VII	43	275	134	2,0	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Cyanodictyon imperfectum</i>	VII	31	124	66	1,9	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Cyanoduction planctonicum</i>	VII	30	58	16	3,7	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Cyanogranis ferruginea</i>	VII	9	254	382	0,7	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Cylindrospermum</i> sp.	IV	24	198	118	1,7	0	0	0	0	1	filamento	azul
<i>Eucapsis starmarchii</i>	VII	30	1350	900	1,5	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Geitlerinema acutissimum</i>	IV	181	1316	752	1,8	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Jaaginema geminatum</i>	IV	50	386	226	1,7	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Merismopedia marsonii</i>	III	25	1450	1250	1,2	0	0	1	1	0	colônia	azul

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Merismopedia cf. punctata</i>	VII	10	340	350	1,0	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Merismopedia tenuissima</i>	VII	14	301	245	1,2	0	0	1	0	0	colônia	azul
<i>Oscillatoria cf. subbrevis</i>	IV	120	1924	2356	0,8	0	0	0	0	0	filamento	azul
Oscillatoriales 1	IV	30	145	53	2,7	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Phormidium cf. simplissimum</i>	IV	49	395	241	1,6	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Phormidium sp.2</i>	IV	100	1610	1964	0,8	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Phormidium sp.3</i>	IV	75	1217	1473	0,8	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Planktolyngbya bipunctata</i>	VII	150	949	471	2,0	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Planktolyngbya brevicelularis</i>	VII	48	308	151	2,0	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Planktolyngbya circumcreta</i>	VII	19	1263	628	2,0	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	VII	20	133	63	2,1	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Planktolyngbya minor</i>	VII	40	127	31	4,1	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Planktolyngbya subtilis</i>	VII	22	71	17	4,1	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Planktothrix agardhii</i>	III	40	668	785	0,9	0	0	0	1	0	filamento	azul
<i>Pseudanabaena cf. curta</i>	IV	12	82	38	2,2	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	IV	52	333	163	2,0	0	0	0	0	0	filamento	azul
Pseudanabaenaceae 2	IV	33	269	162	1,7	0	0	0	0	0	filamento	azul
Pseudanabaenaceae 3	IV	20	132	63	2,1	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Romeria elegans</i>	VII	25	100	79	1,3	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Romeria gracilis</i>	VII	33	165	162	1,0	0	0	1	0	0	filamento	azul

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Romeria victoricae</i>	VII	5	28	16	1,8	0	0	1	0	0	filamento	azul
<i>Spirulina</i> sp.	IV	15	220	221	1,0	0	0	0	0	0	filamento	azul
<i>Synechococcus elongatus</i>	IV	8	50	39	1,3	0	0	0	0	0	unicelular	azul
<i>Synechococcus nidulans</i>	I	5	28	16	1,8	0	0	0	0	0	unicelular	azul
<i>Synechococcus sigmaideum</i>	I	8	25	13	1,9	0	0	0	0	0	unicelular	azul
<i>Synechocystis aquatilis</i> 1	I	2	18	7	2,5	0	0	0	0	0	unicelular	azul
<i>Synechocystis aquatilis</i> 2	IV	5	64	48	1,3	0	0	0	0	0	unicelular	azul
Dinoflagelado 2	V	23	1634	2764	0,6	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Durinskia baltica</i>	V	24	4344	4809	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Durinskia</i> sp.1	V	20	2484	2431	1,0	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Glochidinium</i> cf. <i>penardiforme</i>	V	21	2801	3011	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Gymnodinium</i> sp.1	V	12	266	247	1,1	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Peridinium umbonatum</i>	V	27	1760	3673	0,5	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
Dinoflagelado 8	V	20	752	1206	0,6	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chroomonas acuta</i>	V	9	197	148	1,3	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Chroomonas</i> cf. <i>nordesdtii</i>	V	11	302	282	1,1	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Chroomonas</i> sp. 2	V	12	123	99	1,2	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	V	14	449	523	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas curvata</i>	V	14	310	359	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas erosa</i>	V	17	474	659	0,7	0	1	0	0	0	unicelular	misto

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Cryptomonas cf. marssonii</i> (1)	V	16	357	458	0,8	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas cf. marssonii</i> (2)	V	21	819	1431	0,6	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas minima</i>	V	5	40	16	2,4	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas obovata</i>	V	16	571	790	0,7	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas cf. phaseolus</i>	V	12	1978	6204	0,3	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas platyuris</i>	V	19	585	935	0,6	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	V	12	660	589	1,1	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas tetrapyrenoidosa</i>	V	17	505	721	0,7	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas</i> sp.1	V	29	1000	2226	0,4	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas</i> sp. 2	V	16	327	411	0,8	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Cryptomonas</i> sp.3	V	21	1801	2757	0,7	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Rhodomonas lacustris</i>	V	6	64	34	1,9	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Rhodomonas</i> sp.1	V	21	1038	1858	0,6	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Rhodomonas</i> sp.2	V	12	398	405	1,0	0	1	0	0	0	unicelular	misto
<i>Bitrichia amazonica</i>	V	39	173	162	1,1	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Bitrichia wolhynica</i>	V	53	79	65	1,2	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Catenochrysis hispida</i>	II	19	346	195	1,8	1	1	0	0	0	colônia	marrom
<i>Chromulina cf. gyrans</i>	V	5	40	16	2,4	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chromulina cf. mikroplankton</i>	V	4	38	13	2,9	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chromulina</i> sp.1	V	5	40	16	2,4	0	1	0	0	0	unicelular	marrom

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Chromulina</i> sp.2	V	3	28	14	2,0	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chromulina</i> sp.5	V	8	124	80	1,6	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chromulina</i> sp.6	V	6	202	79	2,6	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chromulina</i> sp.7	V	3	28	14	2,0	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chromulina</i> sp.8	V	4	38	13	2,9	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chrysococcus</i> cf. <i>punctiformis</i>	V	4	43	27	1,6	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chrysococcus</i> cf. <i>rufescens</i>	V	7	145	165	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Chrysodidymus synuroides</i>	II	17	767	436	1,8	1	1	0	0	0	colônia	marrom
Chrysophyceae 3	IV	12	452	905	0,5	0	0	0	0	0	unicelular	marrom
Chrysophyceae 6	V	5	40	16	2,4	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Dinobryon bavaricum</i>	V	125	3312	4260	0,8	0	1	0	0	0	colônia	marrom
<i>Dinobryon divergens</i>	V	37	118	1444	0,1	0	1	0	0	0	colônia	marrom
<i>Dinobryon</i> cf. <i>elegantissimum</i>	V	50	66	1099	0,1	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Dinobryon sertularia</i>	V	30	50	503	0,1	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Kephyrion</i> sp.2	V	12	79	471	0,2	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Mallomonas</i> cf. <i>limnicola</i>	II	32	301	308	1,0	1	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Mallomonas</i> cf. <i>tonsurata</i>	II	24	433	524	0,8	1	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Mallomonas</i> sp.1	II	16	475	402	1,2	1	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Mallomonas</i> sp.4	II	26	615	838	0,7	1	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Mallomonas</i> sp.5	II	32	424	633	0,7	1	1	0	0	0	unicelular	marrom

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Mallomonas</i> sp.10	II	20	148	119	1,2	1	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Ochromonas</i> cf. <i>minuscula</i>	V	6	113	113	1,0	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Sphaleromantis</i> sp.	V	5	82	36	2,3	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Centrtractus africanus</i>	IV	45	236	98	2,4	0	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Goniochloris mutica</i>	I	4	52	23	2,2	0	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	VI	10	118	82	1,4	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Aulacoseira laevisissima</i>	VI	15	143	132	1,1	1	0	0	0	0	filamento	marrom
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	VI	58	1041	3503	0,3	1	0	0	0	0	filamento	marrom
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	VI	84	223	333	0,7	1	0	0	0	0	filamento	marrom
<i>Aulacoseira herzogii</i>	VI	97	393	820	0,5	1	0	0	0	0	filamento	marrom
<i>Aulacoseira italica</i>	VI	58	383	806	0,5	1	0	0	0	0	filamento	marrom
Centrales 1	VI	10	158	196	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
Centrales 2	VI	19	227	373	0,6	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
Centrales 3	VI	5	40	25	1,6	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	VI	8	171	181	0,9	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Cyclotella</i> sp.1	VI	10	158	196	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Cyclotella</i> sp.2	VI	26	361	735	0,5	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Diploneis</i> cf. <i>disparilis</i>	VI	27	1049	1769	0,6	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Diploneis</i> sp.	VI	17	611	919	0,7	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Discostella stelligera</i>	VI	17	418	908	0,5	1	0	0	0	0	unicelular	marrom

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Encyonema cf. silesiacum</i>	VI	41	462	676	0,7	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Eunotia sp. 2</i>	VI	80	1181	2198	0,5	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Frustulia rhomboides</i>	VI	51	1456	2403	0,6	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Gomphonema parvulum</i>	VI	22	337	281	1,2	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Gomphonema sp. 2</i>	VI	53	1030	833	1,2	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Gyrosigma sp.</i>	VI	194	2178	4840	0,5	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Melosira varians</i>	VI	20	236	393	0,6	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Navicula cf. cryptocephala</i>	VI	23	372	369	1,0	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Navicula sp. 1</i>	VI	20	338	295	1,1	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Nitzschia gracilis</i>	VI	61	214	183	1,2	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Nitzschia palea</i>	VI	12	54	48	1,1	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Nitzschia reversa</i>	VI	141	642	804	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Nitzschia sp.2</i>	VI	29	145	127	1,1	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Pinnularia cf. lucidii</i>	VI	87	3582	4437	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Pinnularia mesolepta</i>	VI	90	3702	4590	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Pinnularia sp. 2</i>	VI	36	606	540	1,1	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Surirella sp.1</i>	VI	53	1996	4371	0,5	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Synedra sp.1</i>	VI	150	1293	871	1,5	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Synedra sp.2</i>	VI	93	1301	911	1,4	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Synedra sp.3</i>	VI	200	2724	2097	1,3	1	0	0	0	0	unicelular	marrom

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Tabellaria</i> sp.1	VI	65	369	314	1,2	1	0	0	0	0	colônia	marrom
<i>Tabellaria</i> sp.2	VI	46	378	454	0,8	1	0	0	0	0	colônia	marrom
<i>Thalassiosira</i> sp.	VI	27	1543	4396	0,4	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Urosolenia eriensis</i> var. <i>eriansis</i>	VI	150	1044	1692	0,6	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Urosolenia eriensis</i> var. <i>morsa</i>	VI	150	790	905	0,9	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Urosolenia longiseta</i>	VI	200	2111	4021	0,5	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Urosolenia nauii</i>	VI	50	424	517	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
Pennales 1	VI	36	700	891	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
Pennales 2	VI	20	295	275	1,1	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
Pennales 3	VI	80	1451	1744	0,8	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
Pennales 4	VI	48	323	148	2,2	1	0	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Euglena</i> sp.1	V	70	1772	3088	0,6	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Euglena viridis</i>	V	19	674	742	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Euglena</i> sp.3	V	15	334	400	0,8	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Phacus suecicus</i>	V	20	708	801	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Strombomonas</i> sp.1	V	42	5668	19551	0,3	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas armata</i>	V	33	3554	9542	0,4	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>curta</i>	V	9	345	231	1,5	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas hispida</i>	V	31	3914	9357	0,4	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas volvocina</i>	V	21	1332	4573	0,3	0	1	0	0	0	unicelular	verde

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterócito	formas biológicas	pigmento
<i>Trachelomonas</i> sp 1	V	17	2231	2003	1,1	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas</i> sp 2	V	17	922	1282	0,7	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas</i> sp4	V	9	224	170	1,3	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas</i> sp5	V	24	1810	7238	0,3	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Trachelomonas</i> sp.7	V	36	4140	25045	0,2	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Gonyostomum latum</i>	V	38	2564	7796	0,3	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Raphidomonadales</i>	V	14	635	691	0,9	0	1	0	0	0	unicelular	marrom
<i>Actinotaenium</i> cf. <i>perminutum</i>	IV	9	154	118	1,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Actinotaenium</i> sp. 1	IV	15	329	394	0,8	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Closterium acutum</i> f. <i>variabile</i>	IV	53	456	347	1,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Closterium gracile</i> var. <i>gracile</i>	IV	200	1282	838	1,5	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Closterium</i> cf. <i>setaceum</i>	IV	225	1733	1357	1,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Closterium</i> cf. <i>tortum</i>	IV	69	458	289	1,6	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Closterium</i> sp. 2	IV	73	544	384	1,4	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Cosmarium bioculatum</i>	IV	17	922	1282	0,7	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Cosmarium sphagnicum</i>	IV	8	141	97	1,5	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Cosmarium</i> cf. <i>tinctum</i>	IV	6	1443	116	12,5	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Euastrum sinuosum</i>	IV	63	4774	16328	0,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Mesotaenium</i> cf. <i>macrococcum</i>	IV	12	171	157	1,1	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Mesotaenium</i> sp.	IV	53	1176	2775	0,4	0	0	0	0	0	unicelular	verde

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Mougeotia cf. delicatissima</i>	IV	31	364	301	1,2	0	0	0	0	0	filamento	verde
<i>Staurastrum gracile</i>	IV	68	3034	7050	0,4	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Staurodesmus denticulatum</i>	IV	14,5	936	1168	0,8	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Actinastrum aciculare</i>	IV	24	134	28	4,7	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Actinastrum hantzschii</i>	IV	11	289	81	3,6	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Ankyra sp.</i>	I	17	79	28	2,8	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	IV	27	1077	2345	0,5	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	IV	28	2463	11494	0,2	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Carteria sp. 2</i>	V	12	301	308	1,0	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlamydomonas cf. microscopica</i>	V	8	48	25	2,0	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlamydomonas sp. 1</i>	V	7	168	205	0,8	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlamydomonas sp. 2</i>	V	3	28	14	2,0	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlamydomonas sp. 3</i>	V	10	250	204	1,2	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlamydomonas sp.6</i>	V	5	79	65	1,2	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlorella homosphaera</i>	IV	5	64	48	1,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlorella minutissima</i>	I	3	28	14	2,0	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlorella vulgaris</i>	IV	7	133	144	0,9	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chlorolobium braunii</i>	IV	11	84	36	2,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chloromonas sp. 1</i>	V	3	28	14	2,0	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Chloromonas sp. 2</i>	V	5	79	65	1,2	0	1	0	0	0	unicelular	verde

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
Chlorophyceae 1	VII	10	310	513	0,6	0	0	1	0	0	unicelular	verde
Chlorophyceae 2	VII	12	399	402	1,0	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Choricystis cf. cylindracea</i>	I	5	40	17	2,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Choricystis minor</i>	I	4	28	9	3,2	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Coelastrum astroideum</i>	IV	20	2635	2413	1,1	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Coelastrum microporum</i>	IV	30	1257	4189	0,3	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Coelastrum proboscideum</i>	IV	21	616	1437	0,4	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Coelastrum reticulatum</i>	IV	24	1521	5575	0,3	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Coccomyxa lacustris</i>	VII	20	1257	4189	0,3	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Crucigenia quadrata</i>	IV	10	320	300	1,1	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	IV	10	300	250	1,2	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Crucigeniella crucifera</i>	IV	11	190	138	1,4	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	IV	10	216	180	1,2	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Crucigloea sp.</i>	VII	10	400	500	0,8	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	IV	25	370	379	1,0	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Desmodesmus communis</i>	IV	14	343	343	1,0	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	IV	20	650	900	0,7	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Desmodesmus heteracanthum</i>	IV	20	700	1000	0,7	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Desmodesmus intermedius var. bicaudatus</i>	IV	16	192	128	1,5	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	IV	30	550	700	0,8	0	0	0	0	0	colônia	verde

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Desmodesmus longispina</i>	IV	44	918	1512	0,6	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Desmodesmus quadrispina</i>	IV	12	222	180	1,2	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	VII	26	2080	8919	0,2	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	VII	22	1483	5373	0,3	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Didymocystis planctonica</i>	IV	14	189	188	1,0	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	VII	23	1697	6572	0,3	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Diplochlois lunata</i>	I	8	27	9	2,8	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Elakatothrix genevensis</i>	VII	30	151	98	1,5	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Eutetramorus</i> sp.	VII	32	3259	17492	0,2	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Eutetramurus globosus</i>	VII	15	707	1767	0,4	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Franceia</i> cf. <i>echidna</i>	IV	16	281	194	1,5	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Golenkinia radiata</i>	IV	84	612	1423	0,4	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Golenkiniopsis chlorelloides</i>	IV	15	95	87	1,1	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Kirchneriella contorta</i>	VII	12	452	905	0,5	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Kirchneriella rosellata</i>	VII	14	573	1288	0,4	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Kirchneriella obesa</i>	VII	15	707	1767	0,4	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Koliella longiseta</i> f. <i>tenuis</i>	IV	51	151	41	3,7	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Micractinium pusillum</i>	IV	70	1018	3054	0,3	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Monoraphidium circinale</i>	I	7	41	11	3,9	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium contortum</i>	I	15	67	20	3,4	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	IV	36	155	57	2,7	0	0	0	0	0	unicelular	verde

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Monoraphidium convolutum</i>	IV	30	214	126	1,7	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	IV	16	108	50	2,2	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium fontinale</i>	IV	31	139	51	2,7	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium griffithii</i>	IV	46	195	74	2,6	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium minutum</i>	IV	7	180	107	1,7	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium nanum</i>	I	5	50	22	2,3	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium obtusum</i>	IV	30	134	49	2,7	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Monoraphidium pusillum</i>	I	13	68	22	3,0	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	VII	12	170	155	1,1	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Nephrocytium schillerii</i>	VII	25	1380	2945	0,5	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Nephrocytium limneticum</i>	VII	12	301	308	1,0	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Nephrocytium agardhianum</i>	VII	10	221	188	1,2	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Nephrocytium cf. varium</i>	VII	45	6260	46577	0,1	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Oocystis lacustris</i>	VII	12	301	310	1,0	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Oocystis rhomboides</i>	VII	15	396	487	0,8	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Pediastrum birradiatum</i>	IV	10	220	157	1,4	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Pediastrum duplex</i>	IV	15	448	353	1,3	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Pediastrum tetras</i>	IV	10	205	145	1,4	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Quadrigula closterioides</i>	VII	20	513	754	0,7	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Radiococcus planktonicus</i>	VII	10	314	524	0,6	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Radicococcus cf. nimbatius</i>	VII	16	765	1988	0,4	0	0	1	0	0	colônia	verde

Morfoespécies	GFBM	MDL (μm)	S (μm^2)	V (μm^3)	S/V (μm^{-1})	sílica	flagelo	mucilagem	aerótopo	heterocito	formas biológicas	pigmento
<i>Scenedesmus acutus</i>	IV	12	475	507	0,9	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>	IV	12	252	216	1,2	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	IV	15	173	141	1,2	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Scenedesmus obtusus</i>	IV	25	452	467	1,0	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Scenedesmus</i> sp.1	IV	5	108	69	1,6	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Schroederia setigera</i>	IV	164	830	214	3,9	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Spermatozoopsis exultans</i>	V	13	148	66	2,2	0	1	0	0	0	unicelular	verde
<i>Tetraedron caudatum</i>	IV	7	64	107	0,6	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Tetraedron triangulare</i>	IV	12	492	360	1,4	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Tetrallantos lagerheimii</i>	VII	20	1257	4189	0,3	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Tetrastrum komarekii</i>	IV	15	853	1556	0,5	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Tetrastrum peterfii</i>	IV	30	484	666	0,7	0	0	0	0	0	colônia	verde
<i>Treubaria schmidlei</i>	IV	36	460	928	0,5	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Treubaria triappendiculata</i>	IV	77	662	1603	0,4	0	0	0	0	0	unicelular	verde
<i>Ulothrix</i> sp. 1	IV	24	240	170	1,4	0	0	0	0	0	filamento	verde
<i>Ulothrix</i> sp. 2	IV	62	1013	1217	0,8	0	0	0	0	0	filamento	verde
<i>Ulothrix</i> sp. 3	IV	29	492	565	0,9	0	0	0	0	0	filamento	verde
Ulothricales 2	IV	25	401	434	0,9	0	0	0	0	0	filamento	verde
<i>Westella botryoides</i>	VII	10	425	574	0,7	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Willea vilhelmii</i>	VII	14	288	252	1,1	0	0	1	0	0	colônia	verde
<i>Willea irregularis</i>	VII	19	944	1697	0,6	0	0	1	0	0	colônia	verde

ANEXO 6 - Valores medianos (Med), mínimos (Mín), máximos (Máx), coeficiente de variação (CV) do biovolume total (BV) e dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) no rio Madeira, nos trechos montante (MON,PRÉ n=30 e PÓS, n=37) e jusante (JUS,PRÉ n=17 e PÓS, n=14) do barramento. Em negrito, diferenças significativas entre fases ($p < 0,05$, teste Mann-Witney).

Rio Madeira									
Fitoplâncton ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)		BV	I	II	III	IV	V	VI	VII
TRECHOS									
PRÉ	Mín	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MON	Máx	457,4	13,5	17,4	0,0	72,3	272,0	413,3	89,8
	Med	54,3	1,7	0,0	0,0	10,3	5,7	25,2	0,3
	CV	1,1	1,2	5,5	.	1,2	2,0	1,6	2,6
	JUS	Mín	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
JUS	Máx	699,2	9,3	0,0	25,3	60,3	287,2	514,4	19,0
	Med	77,5	1,7	0,0	0,0	7,8	14,7	6,3	0,1
	CV	1,2	1,0	.	4,1	1,3	1,9	1,4	1,6
	MON vs JUS	p	0,76	0,91	0,85	0,74	0,43	0,59	1,00
PÓS	Mín	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MON	Máx	349,8	24,9	2,1	124,9	194,1	104,7	183,4	11,7
	Med	52,0	0,8	0,0	0,0	9,9	1,0	22,0	0,0
	CV	0,9	1,7	2,8	4,8	1,6	1,8	1,2	2,3
	JUS	Mín	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
JUS	Máx	383,5	32,9	0,0	0,0	41,4	381,9	200,0	2,4
	Med	66,1	0,4	0,0	0,0	9,4	1,7	38,6	0,0
	CV	1,0	1,7	.	.	1,0	2,8	1,2	2,4
	MON vs JUS	p	0,90	0,91	0,51	0,83	0,75	0,71	0,90

ANEXO 7 - Valores medianos (Med), mínimos (Mín), máximos (Máx), coeficiente de variação (CV) do biovolume total (BV) e dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) no rio Madeira, períodos hidrológicos de águas baixas (AB PRÉ, n=31 e PÓS, n=24) e águas altas (AA PRÉ, n=16 e PÓS, n=13). Em negrito, diferenças significativas entre fases ($p < 0,05$, teste Mann-Witney).

Rio Madeira									
Fitoplâncton ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)		BV	I	II	III	IV	V	VI	VII
		PERÍODO HIDROLÓGICO							
PRÉ	Mín	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
AB	Máx	699,2	13,5	17,4	0,0	72,3	287,2	514,4	89,8
	Med	148,6	1,8	0,0	0,0	6,2	9,6	52,7	1,0
	CV	1,0	1,2	5,6	.	1,3	1,7	1,2	2,6
AA	Mín	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	96,4	10,5	0,0	25,3	34,1	47,1	31,6	23,4
	Med	31,6	1,3	0,0	0,0	10,0	1,0	0,0	0,8
	CV	0,7	1,2	.	4,0	0,7	1,5	2,1	1,8
AB vs AA	p	0,001	0,95	0,86	0,73	0,41	0,09	0,0001	0,74
PÓS	Mín	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
AB	Máx	349,8	32,9	2,1	124,9	194,1	104,7	200,0	11,7
	Med	79,6	0,4	0,0	0,0	10,2	1,3	31,4	0,0
	CV	0,8	1,8	3,4	4,9	1,5	2,7	1,0	2,3
AA	Mín	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	383,5	24,9	1,0	0,0	26,7	381,9	95,5	2,8
	Med	44,1	1,4	0,0	0,0	7,5	14,3	0,0	0,0
	CV	1,2	1,5	3,6	.	0,9	2,0	1,4	2,3
AB vs AA	p	0,24	0,61	0,95	0,84	0,35	0,41	0,02	0,70
AB(PRÉ vs PÓS)	p	0,38	0,35	0,75	0,79	0,30	0,02	0,75	0,09
AA (PRÉ vs PÓS)	p	0,19	0,76	0,73	0,78	0,25	0,46	0,38	0,03

ANEXO 8 - Valores medianos (Med), mínimos (Mín), máximos (Máx), coeficiente de variação (CV) do biovolume total (BV) e dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) nos tributários do rio Madeira, nos trechos montante (MON,PRÉ n=36 e PÓS, n=45) e jusante (JUS,PRÉ n=18 e PÓS, n=15) do barramento. Em negrito, diferenças significativas entre fases ($p < 0,05$, teste Mann-Witney).

Tributários									
Fitoplâncton ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)		BV	I	II	III	IV	V	VI	VII
TRECHOS									
PRÉ	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MON	Máx	2517,6	75,7	13,6	0,0	236,9	391,2	2292,9	104,6
	Med	110,4	1,6	6,0	.	1,6	1,7	2,5	1,6
	CV	1,7	3,8	0,0	0,0	13,1	17,6	0,0	4,8
	JUS	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MON vs JUS	Máx	1007,6	31,0	0,0	151,0	285,1	182,6	515,5	531,1
	Med	62,4	1,2	0,0	0,0	1,1	32,8	0,0	0,0
	CV	1,6	2,0	.	4,2	2,3	1,0	2,6	2,5
	p	0,40	0,05	0,87	0,74	0,08	0,31	0,36	0,20
PÓS	Mín	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MON	Máx	10423,5	65,0	20,4	0,0	991,3	10383,2	4519,5	177,5
	Med	574,5	1,5	4,1	.	2,2	2,4	2,5	1,6
	CV	1,6	3,3	0,0	0,0	15,4	67,5	0,0	8,1
	JUS	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MON vs JUS	Máx	4005,0	31,5	0,0	0,0	652,7	7242,3	536,4	157,7
	Med	51,4	0,4	0,0	0,0	4,4	14,4	0,0	3,7
	CV	2,1	1,5	.	.	2,2	1,8	3,4	1,8
	p	0,01	0,02	0,51	1,00	0,28	0,05	0,003	0,12

ANEXO 9 - Valores medianos (Med), mínimos (Mín), máximos (Máx), coeficiente de variação (CV) do biovolume total e dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (GFBM) nos tributários do rio Madeira, nos períodos hidrológicos de águas baixas (AB PRÉ, n=36 e PÓS, n=36) e águas altas (AA PRÉ, n=18 e PÓS, n=24) . Em negrito, diferenças significativas entre fases ($p < 0,05$, teste Mann-Witney).

Tributários		PERÍODO HIDROLÓGICO							
Fitoplâncton ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)		BV	I	II	III	IV	V	VI	VII
PRÉ	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
AB	Máx	2517,6	75,7	0,0	151,0	285,1	265,7	2292,9	531,1
	Med	126,2	3,4	0,0	0,0	7,2	17,8	0,0	0,0
	CV	1,5	1,6	.	6,0	1,8	1,4	2,2	2,7
AA	Mín	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	542,9	12,1	13,6	0,0	236,9	391,2	112,0	45,5
	Med	57,8	1,8	0,0	0,0	5,7	25,8	0,0	6,5
	CV	1,2	1,1	4,2	.	2,1	1,6	4,0	1,1
AB vs AA	p	0,4	0,2	0,7	0,9	0,6	0,4	0,0	0,2
PÓS	Mín	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
AB	Máx	4834,6	65,0	20,4	0,0	991,3	3675,7	4519,5	177,5
	Med	538,8	8,1	0,0	0,0	10,2	71,5	26,2	8,2
	CV	1,2	1,3	3,9	.	2,1	1,8	2,2	1,5
AA	Mín	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Máx	10423,5	31,5	2,4	0,0	652,7	10383,2	569,0	134,7
	Med	148,5	1,7	0,0	0,0	14,0	24,9	0,0	5,7
	CV	1,7	1,8	4,9	.	2,3	1,8	3,2	1,7
AB vs AA	p	0,7	0,3	1,0	1,0	0,7	0,5	0,005	0,7
AB(PRÉ vs PÓS)	p	0,02	0,9	0,5	0,8	0,3	0,04	0,2	0,05
AA (PRÉ vs PÓS)	p	0,1	1,0	0,9	1,0	0,9	0,4	0,7	0,7

ANEXO 10 - Relações das variáveis ambientais (bióticas e abióticas) com o biovolume total do fitoplâncton selecionadas a partir de *stepwise regressions*, que abrangem o conjunto total dos dados nos diferentes cenários (todos), pré (PRÉ) e pós (PÓS) barramento nos trechos a montante (MON) e jusante (JUS) no rio Madeira e em seus tributários, com suas respectivas explicabilidades (r^2_{adj}). NID=nitrogênio inorgânico dissolvido, FSR= fósforo solúvel reativo, n=número de amostras. Todas as relações apresentadas foram significativas ($p < 0,05$). Rio=rio Madeira, Trib=Tributários, Mod=Modelos e Sist=Sistemas.

Sist.	Cenários	Modelos	r^2_{adj}	n	
Rio+ Trib	todos	$\log_{BV+1}=2,397^{<0,0001}+0,574 \log Trans^{<0,0001}$	0,13	198	
		$\log_{BV+1}=-1,946^{0,0038}+0,639 \log Trans^{<0,0001}+0,155 T\acute{a}gua^{<0,0001}$	0,28	198	
		$\log_{BV+1}=-1,303^{0,0448}+0,623 \log Trans^{<0,0001}+0,135 T\acute{a}gua^{<0,0001}-0,813 \log_{x+1}Pzoo^{<0,0001}$	0,35	198	
	PRÉ	$\log_{BV+1}=-1,164^{0,1848}+0,110 T\acute{a}gua^{<0,0001}$	0,10	102	
		$\log_{BV+1}=-1,154^{0,1636}+0,121 T\acute{a}gua^{<0,0001}+0,455 \log Trans^{0,0004}$	0,20	102	
		$\log_{BV+1}=0,025^{0,9732}+0,084 T\acute{a}gua^{0,0019}+0,449 \log Trans^{<0,0001}-0,929 \log_{x+1}Pzoo^{<0,0001}$	0,41	102	
		$\log_{BV+1}=1,127^{0,1483}+0,084 T\acute{a}gua^{0,0012}+0,382 \log Trans^{0,0004}-1,007 \log_{x+1}Pzoo^{<0,0001}-0,505 \log NID^{0,0012}$	0,46	102	
	PÓS	$\log_{BV+1}=2,654^{<0,0001}+0,727 \log Trans^{<0,0001}$	0,18	96	
		$\log_{BV+1}=-2,701^{0,0286}+0,801 \log Trans^{<0,0001}+0,186 T\acute{a}gua^{<0,0001}$	0,31	96	
	Rio	todos	$\log_{BV+1}=3,036^{<0,0001}+1,098 \log Trans^{<0,0001}$	0,20	84
			$\log_{BV+1}=2,999^{<0,0001}+0,984 \log Trans^{<0,0001}-0,986 \log_{x+1}Pzoo^{<0,0001}$	0,33	84
			$\log_{BV+1}=2,512^{<0,0001}+1,012 \log Trans^{<0,0001}-0,957 \log_{x+1}Pzoo^{<0,0001}+0,417 \log FSR^{0,0472}$	0,36	84
PRÉ		$\log_{BV+1}=3,439^{<0,0001}+1,546 \log Trans^{<0,0001}$	0,46	47	
		$\log_{BV+1}=3,313^{<0,0001}+1,324 \log Trans^{<0,0001}-0,862 \log_{x+1}Pzoo^{<0,0003}$	0,59	47	
		$\log_{BV+1}=4,612^{<0,0001}+1,268 \log Trans^{<0,0001}-1,017 \log_{x+1}Pzoo^{<0,0001}-0,590 \log NID^{0,0048}$	0,65	47	
PÓS PRÉ- MON		$\log_{BV+1}=0,719^{0,1952}+0,904 \log FSR^{0,0499}$	0,08	37	
		$\log_{BV+1}=3,121^{<0,0001}+1,271 \log Trans^{<0,0001}$	0,32	30	
		$\log_{BV+1}=2,988^{<0,0001}+1,032 \log Trans^{0,0015}-0,881 \log_{x+1}Pzoo^{0,0014}$	0,52	30	
		$\log_{BV+1}=4,236^{<0,0001}+0,929 \log Trans^{0,0025}-1,020 \log_{x+1}Pzoo^{0,0003}-0,577 \log NID^{0,0502}$	0,57	30	

	PRÉ- JUS	$\log_{BV+1}=3,915^{<0,0001}+1,952 \log\text{Trans}^{<0,0001}$	0,68	17
	PÓS- MON	$\log_{BV+1}=-5,283^{0,0417}+8,341 \text{pH}^{<0,0083}$	0,25	23
	PÓS- JUS	nenhuma variável selecionada	-	-
Trib	todos	$\log_{BV+1}=-2,958^{0,0022}+0,182 \text{Tágua}^{<0,0001}$	0,20	114
		$\log_{BV+1}=-2,594^{0,0048}+0,177 \text{Tágua}^{<0,0001}+0,606 \log\text{Trans}^{0,0004}$	0,28	114
		$\log_{BV+1}=-2,139^{0,0152}+0,165 \text{Tágua}^{<0,0001}+0,523 \log\text{Trans}^{0,0016}-0,841 \log_{x+1}\text{Pzoo}^{0,0005}$	0,35	114
	todos			
	PRÉ	$\log_{BV+1}=-2,179^{<0,0001}-1,069 \log_{x+1}\text{Pzoo}^{<0,0001}$	0,29	55
		$\log_{BV+1}=-0,373^{0,7056}-0,988 \log_{x+1}\text{Pzoo}^{<0,0001}+0,093 \text{Tágua}^{0,0118}$	0,36	55
		$\log_{BV+1}=0,800^{0,4253}-1,042 \log_{x+1}\text{Pzoo}^{<0,0001}+0,096 \text{Tágua}^{0,0065}-0,560 \log\text{NID}^{0,0080}$	0,43	55
	todos			
	PÓS	$\log_{BV+1}=-4,377^{0,0141}+0,234 \text{Tágua}^{0,0003}$	0,20	59
		$\log_{BV+1}=-3,912^{0,0183}+0,288 \text{Tágua}^{0,0001}+0,789 \log\text{Trans}^{0,0022}$	0,31	59
	PRÉ- MON	$\log_{BV+1}=-2,216^{<0,0001}-1,109 \log_{x+1}\text{Pzoo}^{<0,0001}$	0,36	37
		$\log_{BV+1}=-0,403^{0,7249}-1,017 \log_{x+1}\text{Pzoo}^{<0,0001}+0,096 \text{Tágua}^{0,0267}$	0,43	37
	PRÉ- JUS	$\log_{BV+1}=2,204^{<0,0001}+1,083 \log\text{Trans}^{0,0224}$	0,24	18
	PÓS- MON	$\log_{BV+1}=-2,398^{0,1418}+0,172 \text{Tágua}^{0,0036}$	0,17	44
		$\log_{BV+1}=-2,277^{0,0605}-1,158 \log z_{\max}^{0,0008}+0,214 \text{Tágua}^{0,0001}$	0,35	44
		$\log_{BV+1}=-2,786^{0,0376}+0,226 \text{Tágua}^{<0,0001}-1,271 \log z_{\max}^{<0,0001}+0,672 \log\text{Trans}^{0,0026}$	0,47	44
	PÓS- JUS	$\log_{BV+1}=2,275^{<0,0001}+1,524 \log\text{Trans}^{0,0163}$	0,32	15

