CAPÍTULO VI

Distribuição de macrófitas aquáticas em águas brancas e pretas na bacia do rio Solimões/Amazonas

*Maria Anete Leite Rubim¹, Jesús Manuel Castillo²

¹Departamento de Ciências Pesqueiras, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Brasil.

²Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Sevilla, Spain.

*aneterubim@gmail.com

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-06>

RESUMO

Na Amazônia, a paisagem dos lagos de várzea é caracterizada pela presença frequente de plantas aquáticas que podem colonizar diferentes habitats como os lagos de água branca, com populações ocupando grande parte dos ambientes, enquanto que nas águas pretas, estas ocorrem em pequenas manchas com poucas espécies. O objetivo deste estudo foi determinar a composição de macrófitas aquáticas em 10 lagos de água branca (rio Purus) e em 3 lagos e 3 braços de águas pretas (rio Negro) e relacioná-las a fatores ambientais. Foram encontradas 15 famílias e 24 espécies de macrófitas aquáticas. A espécie mais frequente nos ambientes de água branca foi *Salvinia auriculata* e nas águas pretas, *Oryza glumaepatula*. A riqueza (S) de macrófitas por ambiente, variou desde 1 (uma) a 12 (doze) espécies. Em geral, S aumenta em águas menos oxigenadas com mais nitrogênio, mais profundas e menos ácidas. A dominância das espécies emergentes em alguns ambientes mostra uma grande adaptação que essas espécies adquiriram para suportar a flutuação no nível do rio com uma média de 10 metros anuais. Os ambientes de águas brancas e pretas mostram condições diferenciadas, especialmente quando se toma como padrão os dados de abundância na composição de espécies.

Palavras-chave: Macrófitas aquáticas; Águas Brancas; Águas Pretas; Diversidade; Amazônia Central

INTRODUÇÃO

As várzeas ao longo do rio Solimões-Amazonas e seus principais afluentes são compostas por um mosaico de habitats, incluindo lagos, floresta alagada, depressões, canais (Junk et al., 1989). A cada ano, a flutuação dos níveis de água nessas áreas pode atingir 10 a 14 metros de acordo com a topografia e tem um período de cheia prolongado e previsível, de 50 a 270 dias (Junk et al., 1989). Essa flutuação é a principal força responsável pela existência, produtividade e interação na várzea pelos rios de água branca (várzea), como Amazonas e Purus e águas negras (igapó), como o rio Negro (Prance, 1980).

As características dessas áreas diferem significativamente. As áreas de várzeas são mais recentes e ricas em sedimentos e derivam das formações geológicas do período quaternário, enquanto as áreas de igapó possuem baixa quantidade de sedimentos e são originárias de formações antigas do período terciário (Ayres, 1993). Além disso, as várzeas são mais ricas em nutrientes, o que resulta em uma floresta densa, uma vegetação verde exuberante e uma proliferação de macrófitas aquáticas, especialmente no período de cheia (Junk et al., 1989).

A ampla variação na frequência e amplitude do nível da água, os diferentes graus de conectividade entre as áreas úmidas da planície de inundação, são responsáveis pelas características desses ecossistemas de alta biodiversidade (Bornette, et al., 1998, Agostinho et al., 2002).

Na Amazônia, a oscilação do nível da água influencia os lagos de várzea de diferentes maneiras, dependendo da conexão entre o rio e o lago. Essa conexão pode ser temporária ou permanente, dependendo da morfologia do lago, sua posição e seu tamanho. Pequenos lagos podem secar completamente, ou permanecer com a coluna d'água reduzida, o que vai depender da época, contendo água corrente ou água parada, dependendo do nível da água.

As macrófitas aquáticas podem colonizar diferentes habitats como os lagos de várzea, canais do rio Amazonas/Solimões, bancos e regiões de sedimentação das águas brancas. Nas águas pretas, estas ocorrem em pequenas manchas, isoladas e com poucas espécies, sem um padrão de zonação nos ambientes aquáticos. O principal objetivo deste estudo foi

determinar a variação na riqueza e composição de macrófitas aquáticas em áreas alagadas pelas águas brancas do rio Purus e pretas do rio Negro e relacioná-las a fatores ambientais como as variáveis físicas e químicas da água e conectividade com o rio principal.

Características dos ambientes de águas brancas e pretas – rios Purus e Negro

O estado do Amazonas está localizado no norte do Brasil e abriga em seu território grande parte do trecho de seu principal sistema fluvial chamado Solimões-Amazonas e seus principais afluentes. O clima que prevalece na região é tropical úmido. A precipitação média anual é de 2.200 mm e a temperatura média anual é de 26 °C (Salati, 1983). A precipitação não é distribuída uniformemente ao longo do ano, provocando uma estação chuvosa distinta com chuvas constantes, com duração de novembro a abril e uma estação seca que vai de setembro a novembro. A área de estudo compreende a bacia dos rios Purus e Negro, dois dos principais afluentes do rio Solimões-Amazonas (Fig. 1).

O rio Purus está situado na margem direita do rio Solimões-Amazonas e é classificado como um rio de águas brancas, apresentando um padrão de meandros e águas barrentas ricas em sedimentos andinos. Sua extensão em território brasileiro é de 2.840 km dos quais 1.740 km são navegáveis. O pico de cheia ocorre geralmente em junho e o de seca em outubro. Na bacia do rio Purus, o estudo foi realizado em 10 lagos (Fig 1, Tab1) ao longo de 1.440 km nos municípios de Lábrea, Canutama, Tapauá e Beruri (Fig 1). As águas desse rio apresentam valores de pH variando entre 5,3 a 6,7 (Queiroz et al., 2009) e turbidez 34,8 (Silva et al., 2013).

O rio Negro é o principal afluente da margem esquerda do rio Solimões/Amazonas e é classificado como um rio de águas pretas. De suas nascentes até a confluência com o Solimões tem uma extensão de 1.500 km. O pico de águas altas é em junho e o de águas baixas geralmente ocorre em outubro. Foram amostrados 3 lagos e 3 braços fluviais no rio Negro, ao longo de 115 km nos municípios de Novo Airão, Iranduba e Manacapuru (Fig. 1, Tab. 1).

Fig. 1. Área de estudos nos rios Purus e Negro, com os pontos amostrais.

Tab. 1. Município, local amostrado e coordenadas geográficas dos ambientes de águas brancas e pretas.

	Município	Local amostrado	Coordenadas geográficas
Rio Purus (água branca)	Beruri	Lago Beruri	3°49'49.5"S - 61°20'53.0"W
	Beruri	Lago Castanho	3°55'42.9"S - 61°23'05.0"W
	Beruri	Lago Estopa	4°01'11.8"S - 61°33'41.4"W
	Beruri	Lago Arumã	4°45'18.8"S - 62°07'63.0"W
	Tapauá	Lago Fartura	5°39'31.7"S - 63°11'07.3"W
	Tapauá	Lago São João	5°37'20.8"S - 63°11'01.8"W
	Tapauá	Lago Comprido	5°38'08.6"S - 63°15'09.6"W
	Canutama	Lago Piura	6°37'08.8"S - 64°20'05.7"W
	Canutama	Lago Arari	6°35'31.7"S - 64°24'49.9"W
	Lábrea	Lago Massiari	7°14'16.5"S - 64°50'17.8"W
Rio Negro (água preta)	Novo Airão	Braço Airão	2°37'19.0"S - 60°57'09.70"W
	Novo Airão	Braço Rio Negro	2°39'28.4"S - 60°54'31.8"W
	Novo Airão	Extensão Rio Negro	2°45'01.3"S - 60°48'22.2"W
	Iranduba	Lago Ariau	3°05'33.2"S - 60°27'02.0"W
	Iranduba	Lago Pepeta	3°08'44.1"S - 60°08'27.5"W
	Manacapuru	Lago Ubin	3°09'37.6"S - 60°25'30.0"W

As principais características das águas desse rio são o elevado grau de acidez, com valores de pH menores que 5,0 (Fittkau et al., 1975) e turbidez 5,14 (Silva et al., 2013). A baixa carga de sedimentos (argila) e baixos valores de condutividade elétrica (8 a 13 $\mu\text{S}/\text{cm}$), refletem a pobreza acentuada em elementos químicos especialmente cátions, dos ambientes terrestres dentro da área de captação (Fittkau et al., 1975).

Aspectos que influenciam a ocorrência de macrófitas aquáticas

A paisagem dos lagos de várzea é caracterizada pela presença frequente de plantas aquáticas. Segundo Lowe-McConnell (1999), esses ambientes geralmente contêm uma extraordinária colonização por plantas

flutuantes e também por plantas terrestres adaptadas ao sistema aquático. As plantas têm seu ciclo de vida fortemente influenciado pelo nível do rio. Germinam no período seco e atingem maior biomassa na fase de cheias, depois desaparecem e a nova geração se estabelece novamente na seca (Fig. 2 e 3). As espécies emergentes são as formações mais comumente encontradas nas águas brancas e podem ocorrer em povoamentos monoespecíficos. Formam um emaranhado de difícil penetração (Fig 4) e atingem anualmente uma produtividade entre 40 e 100 toneladas de matéria seca por hectare (Piedade et al., 1991; Junk, Piedade, 1993; Rubim, 1995). Nas águas pretas poucas espécies ocorrem em pequenas manchas, geralmente com formações de bancos monoespecíficos, como as gramíneas (Fig. 5).

A distribuição da vegetação na planície de inundação é influenciada por vários fatores dentre os quais destacamos: a duração das fases aquática e terrestre; fatores hidrogeomorfológicos (estabilidade de habitats influenciados por processos de sedimentação e erosão, ação de ondas e correntes); sucessão ecológica e impactos humanos (Junk, Piedade, 1997). Ambientes alterados por atividades humanas possuem maior oferta de nutrientes, fazendo com que as espécies de macrófitas aquáticas tenham condições favoráveis ao seu crescimento (Silva, 2004).

Vários estudos mostram que a diversidade e a riqueza de macrófitas aquáticas podem estar relacionadas a fatores como a área de superfície (Rørslett, 1991, Thomaz et al., 2003), química da água e estado trófico (Murphy et al., 1990, Bini et al., 1999) morfometria do lago (Duarte, Kalff, 1986, Thomaz et al., 2003) grau de conectividade com o ambiente fluvial (Santos, Thomaz, 2005) flutuação do nível do rio (Rubim, 1993, Fernández-Alaez et al., 1999, Van Geest et al., 2005, Deegan et al., 2007).

Na planície de inundação na Amazônia central, estudos de macrófitas aquáticas foram relacionados com o nível do rio, enfatizando a biomassa, produtividade (Junk, Piedade, 1993; Rubim, 1995, Piedade et al., 1997) e fauna associada como Oligochaeta e Chironomidae (Lopes et al., 2011).

Fig. 2. Estabelecimento de nova geração de macrófitas aquáticas durante o período de águas baixas, entre os meses de setembro e outubro, com predominância de *Paspalum repens*.

Fig. 3. Período de cheias, entre os meses de abril e maio, quando as espécies desaparecem, com profundidade em torno de 8 metros.

Fig. 4. População de macrófitas aquáticas com predominância de *Hymenachne amplexicaulis* no lago Comprido, município de Tapauá (foto dos autores).

Fig. 5. Banco monoespecífico da espécie de arroz selvagem *Oryza glumaepatula* em um braço do rio Negro, município de Novo Airão (foto dos autores).

Macrófitas aquáticas e ambientes eutrofizados

De acordo com dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) 2015 (www.ibge.gov.br) a maior parte da população brasileira, 84,72%, vive em áreas urbanas e 15,28% vivem em áreas rurais. Esses dados aliados a falta de saneamento de grandes cidades, possibilitam que as águas de

superfícies sofram contaminação devido às atividades antrópicas crescentes, como despejo de grandes quantidades de resíduos industriais e domésticos nos rios.

Nas sub bacias situadas em zonas urbanas ou de transição, nas cidades amazônicas, esses problemas ocasionam a proliferação de plantas aquáticas, como observado nas bacias dos rios de água preta Puraquequara e Tarumã na cidade de Manaus. No caso da bacia do Puraquequara, as populações de macrófitas ocorrem em locais pontuais e é comum na época de cheias estas se deslocarem e colonizarem outras áreas. Os pontos de maior ocorrência são devido ao despejo sem tratamento de efluente doméstico e também industrial lançado de abatedouros de gado bovino localizados nas margens do rio. Segundo Pompêo (2017), a entrada excessiva, permanente e contínua de nutrientes em lagos, reservatórios, rios, estuários e ecossistemas marinhos costeiros leva ao processo de eutrofização.

Ambientes eutrofizados são propícios a proliferação de macrófitas aquáticas, gerando redução do teor de oxigênio dissolvido na água pelo aumento considerável de matéria orgânica produzida quando as macrófitas atingem altas densidades. Essa matéria orgânica é consumida por microorganismos decompositores, capazes de consumir grande quantidade de oxigênio dissolvido. Na decomposição anaeróbica que se instala quando todo o oxigênio foi consumido, há produção de gases como o sulfídrico e metano, causando odor e sabor à água (Beyruth, 1992).

De acordo com Noernberg et al. (1999), embora as macrófitas aquáticas venham a ter uma grande importância junto ao ecossistema, sua proliferação, devido a eutrofização do meio aquático, é rápida, resultando em problemas como a obstrução do fluxo de água, dificultando a navegação, diminuição da pesca em função da quantidade de biomassa e queda de oxigênio. Tais constatações podem ser observadas nos ambientes de várzea, porém causadas por processos naturais, onde diferentes espécies ocupam grandes extensões, pela disponibilidade de nutrientes oriundo da matéria orgânica local. Também, pela rápida taxa de crescimento, como é o caso de *Salvinia molesta* (Rubim, Camargo, 2001).

As populações de macrófitas aquáticas fazem parte da paisagem dos ecossistemas aquáticos amazônicos. As várzeas são áreas inundáveis pelos

rios de água branca, com grande quantidade de sedimentos em suspensão originada na região andina, sob frequente erosão e são consideradas naturalmente férteis, com ocorrência de grandes populações de macrófitas aquáticas. Nas áreas inundáveis pelos rios de água preta, denominadas igapó, a baixa fertilidade dos solos reflete a pobreza nutricional das águas, fator limitante para a baixa diversidade de plantas aquáticas.

Os ambientes de distribuição de macrófitas aquáticas nas águas brancas e pretas dos rios Purus e Negro não apresentaram características de ambientes eutrofizados por intensa interferência humana. Os ambientes apresentavam características naturais, corroborado pelos dados das variáveis físicas e químicas da água. Embora os valores de fósforo total em dois lagos de várzea (Estopa e Arumã) tenham apresentado teores mais elevados, podem ser causados pela própria carga de nutrientes oriundo da matéria orgânica em decomposição de modo natural, pelo envelhecimento do lago, observado na escala de milhares de anos, decorrente do referido acúmulo (Pompêo, 2017).

Devido à capacidade em reter nutrientes, o uso de macrófitas aquáticas é uma alternativa para o tratamento de efluentes, evitando processos de eutrofização, pois possuem comprovada eficiência na remoção de nitrogênio, fósforo e material particulado em suspensão. Sistemas de biofiltro utilizando macrófitas mostraram eficiência no tratamento de vários tipos de efluentes. Dias et al (2016) utilizaram três espécies de macrófitas no tratamento de efluentes domésticos. *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* no tratamento de efluentes de carcinicultura (Henry-Silva, Camargo, 2008), *Eichhornia crassipes* no efluente de piscicultura (Sipaúba-Tavares et al., 2002, Silva et al., 2014 Rubim et al., 2015) e no tratamento de efluentes de matadouro e frigorífico (Mees et al., 2009).

As populações de macrófitas aquáticas nos ambientes dos rios Purus e Negro

Foram encontradas 15 famílias e 24 espécies de macrófitas aquáticas em ambos os sistemas estudados. As famílias com mais representantes foram Poaceae com 6 espécies, seguida por Cyperaceae, Euphorbiaceae, Lemnaceae e Lentibulariaceae com 2 espécies cada. As outras 10 famílias tinham apenas uma espécie cada (Tab 2). Junk, Piedade (1993) identificaram

388 espécies de plantas herbáceas, sendo 64 famílias e 182 gêneros. Destas, 330 espécies (85%) foram classificadas como plantas terrestres, 34 (9%) plantas aquáticas e as 22 restantes (6%) como espécies de hábitos intermediários. Nas áreas inundáveis pelos rios de água preta, denominadas igapó, a baixa fertilidade dos solos reflete na pobreza nutricional das águas. Quando comparada com a várzea da Amazônia Central a riqueza e diversidade de herbáceas em ambiente de igapó é bastante baixa, com 25 famílias botânicas e 63 gêneros (Lopes et al., 2014).

Nesse estudo, as plantas foram identificadas seguindo Lorenzi (2000) e Pott, Pott (2002) e consulta a especialistas. Foi utilizada uma classificação de macrófitas aquáticas, com diferentes tipos ecológicos incluindo espécies emergentes, flutuantes e submersas, que abrangem vários grupos taxonômicos com diferentes estruturas fotossintéticas e enraizadas no sedimento ou na coluna de água. Segundo Bini et al (2001), o uso desse critério contorna problemas causados por formas dúbias de distinguir espécies aquáticas e não aquáticas. Essa abordagem metodológica para macrófitas aquáticas considerou aspectos já utilizados em outros estudos (Bini et al., 2001, Thomaz, Bini, 2003, Rolon, Maltchik, 2006).

A abundância para cada espécie foi registrada em cada ponto amostral em uma escala semiquantitativa (0-5, seguindo a escala de Domin-Krajina) usando um quadrado flutuante de 1 m² (100 x 100 cm). Um tempo de 30 a 60 minutos foi gasto para percorrer as margens de cada lago ou braço do rio para registro e coleta de macrófitas que não puderam ser identificadas diretamente. O esforço de amostragem foi proporcional ao tamanho do lago ou braço do rio, a fim de registrar todas as espécies. Foram determinadas a riqueza, equitabilidade (Pielou) e diversidade (Shannon-Weaver).

Tab. 2. Frequência (%), abundância e tipo ecológico (FiE, emergente fixa; FiF, flutuante fixa; FiL, fixa com folhas flutuantes; FrF, livre flutuante; FS, livre submersa) para macrófitas aquáticas que colonizam ambientes de águas brancas (rio Purus) e águas pretas (rio Negro) na Amazônia.

Familia	Espécie	Frequência		Abundância		Tipo ecológico
		branca	preta	branca	preta	
Apiaceae	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	10	-	0,2 ± 0,1	-	FiF
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>	60	-	0,7 ± 0,2	-	FrF
Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum submersum</i>	-	17	-	0,1 ± 0,1	FS
Cyperaceae	<i>Scirpus cubensis</i>	10	-	0,1 ± 0,0	-	FiE
	<i>Scirpus lacustres</i>	10	-	0,1 ± 0,0	-	FiE
Euphorbiaceae	<i>Caperonia casteinifolia</i>	10	-	0,1 ± 0,1	-	FiE
	<i>Phyllanthus fluitans</i>	30	-	0,2 ± 0,1	-	FrF
Fabaceae	<i>Neptunia oleracea</i>	10	-	0,1 ± 0,1	-	FiF
Hydrocharitaceae	<i>Limnobium laevigatum</i>	20	-	0,1 ± 0,1	-	FrF
Lemnaceae	<i>Lemna minor</i>	30	-	0,1 ± 0,0	-	FrF
	<i>Wolffia oblonga</i>	10	-	0,1 ± 0,0	-	FrF
Lentibulariaceae	<i>Utricularia foliosa</i>	-	17	-	0,2 ± 0,2	FS
	<i>Utricularia breviscapa</i>	-	17	-	0,2 ± 0,2	FS
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea amazonum</i>	-	17	-	0,3 ± 0,2	FiL
Onagraceae	<i>Ludwigia natans</i>	30	-	0,4 ± 0,2	-	FrF
Poaceae	<i>Hymenachne amplexicaule</i>	10	-	0,2 ± 0,1	-	FiE
	<i>Paspalum repens</i>	50	50	0,9 ± 0,4	0,7 ± 0,3	FiE
	<i>Oryza glumaepatula</i>	20	100	0,2 ± 0,2	2,8 ± 0,7	FiE
	<i>Oryza grandiglumis</i>	10	-	0,1 ± 0,0	-	FiE
	<i>Leersia hexandra</i>	10	17	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	FiE
	<i>Echinochloa polystachya</i>	30	-	0,2 ± 0,1	-	FiE
Ricciaceae	<i>Ricciocarpus natans</i>	20	-	0,1 ± 0,0	-	FrF
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i>	90	67	1,0 ± 0,2	0,8 ± 0,3	FrF
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	40	-	0,5 ± 0,2	-	FrF

A análise da composição das macrófitas aquáticas foi baseada na presença e ausência das espécies e todas as amostras foram consideradas na análise. Os valores das variáveis abióticas (nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio, ortofosfato, fósforo total, transparência com turbidez) e outras variáveis

significativas (distância do ponto de amostragem ao canal principal e à área povoada mais próxima) foram usadas na análise final.

Os tipos ecológicos mais frequentes corresponderam a fixas emergentes e livres flutuantes (9 espécies cada) que foram amostradas em ambos os tipos de água. As espécies *Hydrocotyle vulgaris* e *Neptunia oleraceae* foram as únicas espécies fixas flutuantes e somente *Nymphaea amazonum* registrada como fixa de folhas flutuantes. Nenhuma espécie submersa fixa foi registrada (Tab 2). As espécies *Utricularia foliosa*, *Ceratophyllum submersum* e *Nymphaea amazonum* foram observadas colonizando um único ambiente de águas pretas, lago Ubin.

Ambientes de água branca e preta mostraram padrões de zonação distintos. Na água branca, espécies emergentes fixas, como *Oryza grandiglumis* e *Echinochloa polystachya*, costumam se fixar em áreas mais rasas, situadas nas bordas da floresta tropical (Fig 6). *Paspalum repens* e *Ipomoea aquática* colonizam águas brancas mais profundas. Espécies flutuantes livres apareceram associadas com espécies emergentes fixas e em áreas abertas. As espécies mais frequentes foram *Salvinia auriculata* (colonizando 90% dos lagos), *Pistia stratiotes* (60%) e *Paspalum repens* (50%), enquanto que as mais abundantes foram *Salvinia auriculata*, *Paspalum repens*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*.

Em contraste, as macrófitas não mostraram um padrão claro de zonação em ambientes de águas pretas, com pequenas manchas isoladas e compostas por poucas espécies (Fig. 7). A única macrófita que formava grandes populações era *Oryza glumaepatula*, uma espécie de arroz selvagem, às vezes acompanhada pela espécie flutuante livre *Salvinia auriculata*. As espécies mais frequentes foram *Oryza glumaepatula* (100%), *Salvinia auriculata* (67%) e *Paspalum repens* (50%) e a mais abundante nesses ambientes foi *Oryza glumaepatula*.

Fig. 6. Espécies fixas emergentes, seguida de espécies flutuantes, formando uma zonation, na borda da floresta nos ambientes de água branca (foto dos autores).

Fig. 7. Manchas isoladas de *Salvinia auriculata* sem padrão de zonation, nos ambientes de água preta (foto dos autores).

Apenas 4 espécies foram registradas em ambos os tipos de água, *Salvinia auriculata*, *Paspalum repens*, *Oryza glumaepatula* e *Leersia hexandra* e 5 espécies colonizaram apenas um dos ambientes de águas negras (lago Ubin).

Em cada local de amostragem, foram registrados a temperatura da água (YSI, 550A), pH (YSI, F-1100), oxigênio dissolvido (YSI, 550A), condutividade elétrica (YSI, F-1000) e transparência (Secchi). A profundidade da água foi obtida (corda métrica com peso na extremidade) no local das formações de macrófitas. As distâncias de locais amostrados foram medidas por meio do cálculo da distância euclidiana entre coordenadas obtidas in loco, nos pontos correspondentes a centróides de lagos e foz de canais de conexão ao rio. A localização das coordenadas foi validada por meio da utilização de imagens de satélite na plataforma google earth engine, com precisão associada relativa ao uso de GNSS a partir de código C/A, em torno de 10m por ponto, considerando uma estimativa conservadora de erros. Amostras para análise de turbidez (em Unidades Nefelométricas de Turbidez, NTU), nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio total, ortofosfato e concentração total de fósforo (em mg l^{-1}) foram analisadas em laboratório segundo APHA (1995).

A temperatura da água, turbidez e a concentração de ortofosfato (Tab. 3 e 4) não apresentaram diferenças significativas entre águas brancas e negras (teste T, $p > 0,05$). As águas pretas foram mais ácidas, mais oxigenadas, menos transparentes e com maiores profundidades na borda das formações de macrófitas e apresentaram menor condutividade elétrica do que as águas brancas (teste T, $p < 0,05$). As concentrações médias de nitrito, nitrato, amônia e nitrogênio total foram maiores nas águas brancas do que nas pretas (teste T, $p < 0,05$). Em geral, as concentrações de nutrientes foram baixas para os dois tipos de águas (Tab. 3 e 4).

A distância dos corpos de água amostrados até o canal principal do rio variou entre 0,3 e 11,0 km para lagos de águas brancas e entre 0,5 e 11,9 km para lagos de águas pretas ou braços fluviais. Os 10 lagos de águas brancas amostrados situavam-se entre 1,9 e 173,0 km de distância da área povoada mais próxima, enquanto os 6 ambientes amostrados de águas pretas estavam entre 0,0 e 43,0 km de distância (Tab. 3 e 4).

Tab. 4. Temperatura da água (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg l⁻¹), condutividade elétrica (μS cm⁻¹), transparência (m), turbidez (NTU), profundidade (m) e concentrações de ortofosfato (P-PO₄), fósforo total (PT), nitrato (Na), amônia (Am) nitrogênio total (NT) (mg l⁻¹), distância ao canal principal do rio (DC), distância ao povoado (DP) mais próximo, riqueza de espécies (S), diversidade ecológica (H') e equitabilidade (J') para 6 ambientes de águas pretas.

	Lagos	T	pH	O ₂	Cond	Secchi	Tur	Prof	P-PO ₄	PT	Ni	Na	Am	NT	DC	DP	S	H'	J'
Rio Negro (água preta)	Airão	28,38 ±0,15	4,43 ±0,06	2,17 ±0,03	11,50 ±0,22	1,15 ±0,02	2,60 ±0,00	2,30 ±0,05	0,011 ±0,001	0,012 ±0,001	0,02 ±0,00	0,01 ±0,00	0,01 ±0,00	0,37 0,01	0,7	0,0	4	1,38	0,75
	Braço Rio Negro	28,72 ±0,04	4,08 ±0,05	4,55 ±0,02	9,75 ±0,17	1,35 ±0,07	2,40 ±0,00	6,10 ±0,04	0,008 ±0,001	0,010 ±0,000	0,00 ±0,00	0,02 ±0,00	0,01 ±0,00	0,33 0,01	0,6	6,0	1	0,0	0,0
	Extensão Rio Negro	29,13 ±0,08	4,30 ±0,04	4,40 ±0,06	10,67 ±0,42	1,38 ±0,02	2,40 ±0,00	6,62 ±0,05	0,008 ±0,000	0,010 ±0,000	0,00 ±0,00	0,02 ±0,00	0,01 ±0,00	0,38 0,02	0,9	21,9	1	0,0	0,0
	Ariau	28,63 ±0,03	4,62 ±0,03	4,20 ±0,02	10,50 ±0,22	1,22 ±0,05	3,30 ±0,17	5,50 ±0,09	0,009 ±0,001	0,012 ±0,001	0,01 ±0,00	0,03 ±0,00	0,02 ±0,00	0,36 0,01	2,4	43,3	2	0,70	0,50
	Pepeta	29,75 ±0,10	5,18 ±0,10	3,37 ±0,11	8,70 ±0,27	1,20 ±0,02	2,92 ±0,06	6,10 ±0,03	0,011 ±0,001	0,013 ±0,001	0,01 ±0,00	0,02 ±0,00	0,01 ±0,00	0,36 0,00	11,9	0,0	3	1,09	0,67
	Ubin	28,92 ±0,10	5,10 ±0,04	3,85 ±0,03	11,57 ±0,16	1,15 ±0,02	1,33 ±0,04	3,97 ±0,06	0,010 ±0,000	0,010 ±0,001	0,01 ±0,00	0,01 ±0,00	0,01 ±0,00	0,41 0,00	0,5	3,4	7	1,95	0,85

A riqueza (S) de macrófitas por ambiente, variou desde 1 (uma) a 12 (doze) espécies. *Oryza glumaepatula* é a única espécie que ocorre nos dois braços do rio de águas pretas. Em geral, S aumenta em águas menos oxigenadas com mais nitrogênio, mais profundas e menos ácidas. Nos ambientes de águas pretas, um número maior de espécies de macrófitas foram registradas também em águas menos oxigenadas, com maior pH, menores condutividades e maior concentração de nitrogênio. Os lagos de águas brancas que apresentaram mais espécies foram os que apresentaram menor condutividade, menor pH, menores concentrações de fósforo, menor oxigênio dissolvido, menor turbidez e maior concentração de nitrogênio (Tab. 3 e 4).

A equitabilidade (J) tendeu a ser mais baixa em águas pretas do que em ambientes de águas brancas (Tab. 3 e 4). Valores máximos de H (> 2,00) foram registrados para 3 lagos de águas brancas. Os menores valores (entre 0,00 e 1,09) foram observados em 2 ambientes de águas pretas. Em geral, H 'aumentou em águas menos oxigenadas com mais nitrogênio, pH mais baixo, mais profundo e mais turvo. Em ambientes de águas pretas, o H 'aumentou em águas menos oxigenadas com pH mais alto, maior concentração de nitrogênio e menores profundidades. H 'aumentou em águas brancas com pH mais baixo, condutividades mais baixas, menores concentrações de fósforo, menos oxigênio dissolvido e mais nitrogênio.

Os resultados nos locais de estudo, representam uma estimativa das comunidades de macrófitas aquáticas na planície de inundação ao longo do trecho do rio Purus e de locais do rio Negro. Vários fatores podem contribuir para essa afirmação. Um deles está relacionado ao número de lagos de água branca (10 no total) amostrados ao longo de mais de 700 km percorridos, perfazendo os quatro municípios da calha do rio Purus. Da mesma forma, os ambientes de água preta amostrados (6 no total), estão distribuídos em três municípios de grandes extensões.

A dominância das espécies enraizadas emergentes em alguns ambientes mostra uma grande adaptação que essas espécies adquiriram para suportar a flutuação no nível do rio com uma variação média de 10 metros anuais. Elas têm seu crescimento sincronizado com a subida das águas, chegando a crescer 7 cm por dia e podem atingir em torno de 8 metros de

comprimento (Rubim, 1995). Se estabelecem nas bordas da floresta, nos locais mais elevados, onde o nível da água atinge esses locais mais tardiamente. As espécies flutuantes podem ocorrer desde a borda da floresta até a área mais aberta dos lagos e é bastante comum essas populações se deslocarem devido o movimento das águas. O ciclo de vida das macrófitas é fortemente regulado pelo nível das águas dos rios, com germinação e/ou rebrota no período de seca e taxas mais elevadas de crescimento na época de cheia, quando atingem maior biomassa e produtividade.

Para avaliar a associação dos dados bióticos e abióticos relacionados aos fatores espaciais, foi realizada uma Análise de Correlação Canônica (CCA). Uma seleção do tipo *stepwise* com critério de seleção de Akaike (AIC), foi utilizada para as variáveis limnológicas que mais explicaram a variação da matriz resposta. Para testar a diferença entre os ambientes dos dois sistemas, foi empregada uma análise permutacional perMANOVA (Anderson, Walsh, 2013) com dados de abundância numérica das espécies de macrófitas aquáticas. Posteriormente foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com o objetivo de permitir a visualização dos padrões espaciais. Todas as análises foram realizadas na plataforma R.

A análise de correspondência canônica para os dois primeiros eixos somou 43.80% da variação da distribuição das espécies de macrófitas aquáticas, sendo que o primeiro eixo teve um poder de explicação de 24.69% e o segundo eixo de 19.11% (Fig. 8). O primeiro eixo de modo geral apresentou um padrão de separação espacial, discriminando os ambientes de água branca e preta. As espécies *Leersia hexandra*, *Oryza grandiglumis*, *Utricularia foliosa*, *Utricularia breviscapa*, *Nymphaea amazonum* e *Ceratophyllum submersum* ficaram associadas com as variáveis oxigênio dissolvido e temperatura no lado positivo do espaço euclidiano, enquanto que no lado negativo as espécies *Oryza glumaepatula*, *Limnobium laevigatum*, *Phyllanthus fluitans* e *Ricciocarpus natans* associaram-se as variáveis nitrogênio total, transparência e pH.

Fig. 8. Triplot com ordenação da Análise de Correspondência Canônica (CCA), com poder de explicação de 43,80% com dados bióticos (vermelho) e abióticos (azul) em referência aos ambientes (preto) de água branca e preta. Espécies: *Hyd*=*Hydrocotyle vulgaris*, *Pis*=*Pistia stratiotes*, *Sal*=*Salvinia auriculata*, *Lee*=*Leersia hexandra*, *Eic*=*Eichhornia crassipes*, *Ech*=*Echinochloa polystachya*, *Ogl*=*Oryza glumaepatula*, *Ogr*=*Oryza grandiglumis*, *Lem*=*Lemna minor*, *Cap*=*Caperonia palustre*, *Hym*=*Hymenachne amplexicaule*, *Nym*=*Nymphaea amazonum*, *Scc*=*Scirpus cubensis*, *Scl*=*Scirpus lacustris*, *Wol*=*Wolffia oblonga*, *Lim*=*Limnobium laevigatum*, *Cer*=*Ceratophyllum submersum*, *utf*=*Utricularia foliosa*, *Utb*=*Utricularia breviscapa*, *Ric*=*Ricciocarpus natans*, *Phy*=*Phyllanthus fluitans*, *Lud*=*Ludwigia natans*, *Nep*=*Neptunia oleracea*, *Hyd*=*Hydrocotyle*, *Pas*=*Paspalum repens*. Variáveis ambientais: ox - oxigênio dissolvido; pH; turb - turbidez, cond – condutividade; prof – profundidade, pt - fósforo total; nt - nitrogênio total, tra – transparência.

O segundo eixo discriminou do lado positivo as espécies *Caperonia palustre*, *Echinochloa polystachya*, *Lemna minor*, *Scirpus cubensis* e *Wolffia oblonga* associadas com a temperatura e no lado negativo as espécies *Hydrocotyle vulgaris*, *Hymenachne amplexicaule*, *Neptunia oleracea* e *Ludwigia natans* com turbidez (Fig. 8). A análise de correspondência mostra uma forte correlação entre as variáveis limnológicas com as macrófitas aquáticas ($F =$

0.001, $p < 0.05$). Dentre as variáveis limnológicas apenas fósforo total (pt) e profundidade (prof) não foram significativas ($p=0.75$ e $p=0.06$ respectivamente).

A perMANOVA, apresentou diferenças significativas entre os ambientes considerando as abundâncias numéricas das macrófitas aquáticas (pseudo-F = 7.006, $df = 1,14$, $p < 0.05$). Por meio da NMDS (Fig 9) foi possível verificar no primeiro eixo a separação dos ambientes de água branca (vermelho) dos ambientes de água preta (preto), com exceção para os ambientes Arari e Massiari, enquanto que no segundo eixo não houve um padrão claro entre os ambientes.

Fig. 9. Biplot com ordenação do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) dos tipos de ambientes.

A distribuição de macrófitas aquáticas em áreas inundáveis é heterogênea, com espécies de ampla ocorrência, como *Oryza glumaepatula* e *Paspalum repens*, enquanto outras se restringem a determinados tipos de habitats, como *Nymphaea amazonum*, que se estabelece nos lagos mais protegidos dos movimentos das águas. Os diferentes tipos de habitats é o que ocasiona a diversidade de espécies associadas a fatores como a fertilidade do

sedimento nas águas brancas. Já nas áreas alagadas do Rio Negro, devido a pobreza de nutrientes, as plantas herbáceas são escassas (Junk, Piedade, 1993).

O forte domínio de *Oryza glumaepatula* na água preta, se deve à sua tolerância a ambientes com poucos nutrientes e pH ácido (Rubim, 1995). Também pequenas populações de *Salvinia auriculata* podem ser encontradas nas mesmas condições, já que podem crescer e dobrar sua biomassa em águas pobres em nutrientes (Rubim, Camargo, 2001).

Diversos fatores podem influenciar os parâmetros de abundância, riqueza e diversidade. Bini et. al (2001), constatou que a conectividade do sistema fluvial foi responsável pela tendência de alterar a diversidade de macrófitas da várzea do alto rio Paraná. Neste estudo, não encontramos relação positiva com essa variável, fato também observado por Van Geest et al. (2003).

Assim, as espécies com alta frequência entre os lagos de águas brancas, mostrando uma uniformidade entre estes, foram *Salvinia auriculata*, *Paspalum repens* e *Pistia stratiotes*. Nas águas pretas, a alta uniformidade está relacionada com a presença de *Salvinia auriculata* e especificamente com *Oryza glumaepatula*.

CONCLUSÃO

Os rios de águas brancas e pretas são regulados pelo pulso de inundação e têm influência direta na distribuição e composição de espécies de macrófitas aquáticas. Os lagos de águas brancas, mais ricos em nutrientes, podem explicar a maior diversidade encontrada, com espécies fixas emergentes e livres flutuantes predominando esses ambientes. As espécies formam um padrão de zonação, de acordo com a topografia do local. Nas partes mais elevadas e na borda da floresta, a maior presença é de espécies fixas emergentes como as gramíneas, seguidas de livres flutuantes e fixas flutuantes nas áreas mais centrais dos lagos. As gramíneas formam grandes extensões, às vezes de difícil penetração. Nas águas pretas, a ocorrência de espécies é bastante diferenciada, com formação de estandes monoespecíficos, especialmente de gramíneas e não há um padrão de zonação. Nos locais mais

protegidos aparecem pequenas manchas com poucas espécies, devido as águas ácidas e pobres em nutrientes. Esses aspectos podem explicar a baixa diversidade e uma alta especialização das espécies *Oryza glumaepatula* e *Salvinia auriculata*, de ocorrência mais frequentes, a tolerarem ambientes com essas características.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Baltar, S.L.S. M.A., Gomes, L. C., 2002. Influence of aquatic macrophytes on fish assemblages structure of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). In Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds, Moliets et Maâ, France. pp 69-72.

Anderson, M.J., Walsh, D.C.I., 2013. Permanova, Anosim, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersion: what null hypothesis are you testing? Ecol Monogr. 83(4): 557-574.

APHA, AWWA, WEF., 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington. 19th ed.

Ayres, J.M., 1993. As matas de várzea do Mamirauá. Estudos do Mamirauá: 1. Brasil: CNPq. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Rio de Janeiro, CNPq/ PTU, SCM, 1993, 120 p.

Beyruth, Z., 1992. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embumirim, São Paulo, Brasil. Rev. Saúde Pública, versão On-line. São Paulo, vol.26 no.4.

Bini, L.M., Thomaz, S.M., Murphy, K.J., Camargo, A.F.M., 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. Hidrobiologia, 415, 147-154.

Bini, L.M., Thomaz, S.M., Souza, D.C., 2001. Species richness and beta-diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. Archiv für Hydrobiologie, vol. 151, no. 3, p. 511-525.

Bornette, G., Amoros, C., Lamouroux, N., 1998. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. Freshwater Biology, 39(2), 267-283.

Deegan, B.M., White, S.D., Ganf, G.G., 2007. The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. Aquatic Botany, 86 (4), 309-315.

Dias, F.S., Nascimento, J.P.A., Meneses, J.M., 2016. Aplicação de macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico. Revista Ambiental V.2, n. 1, p. 106 -115.

Duarte, C.M., Kalff, J., 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. Limnology and Oceanography, 31(5), 1072-1080.

Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Bécares, E., 1999. Influence of water level fluctuation on the structure and composition of the macrophyte vegetation in two small temporary lakes in the northwest of Spain. In *Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants* (pp. 155-162). Springer, Dordrecht.

Fittkau, E.J., Irmiler, U., Junk, W.J., Reiss, F., Schmidt, G.W., 1975. Productivity, biomass and populations dynamics in Amazonian Water Bodies. In: Golley, F. B; Medina, E., eds. *Tropical Ecological Systems trends in terrestrial and aquatic research*. Berlin, Springer-Verlag, NY, 289-312p

Henry-Silva, G.G., Camargo, A.F.M., 2008. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n. 2. 181-188pp.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística www.ibge.gov.br. Acesso em 21 de maio de 2020.

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(1), 110-127.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., 1993a. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana*, vol. 12, no. 3/4, p. 467-484.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: *The central Amazon floodplain*. Springer, Berlin, Heidelberg. P 147-185.

Lopes, A., Paula, J.D., Mardegan, S.F., Hamada, N., Piedade, M.T.F., 2011. Influência do habitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. *Acta Amaz.*, 41(4): 493-502.

Lopes, A., Wittmann, F., Schöngart, J. & Piedade, M.T.F., 2014. Herbáceas aquáticas em seis igapós na Amazônia Central: Composição e diversidade de gêneros. *Geográfica Acadêmica*, 8(1): 5-17.

Lorenzi, H., 2000. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3.ed. Nova Odessa: Plantarum, 349 p.

Lowe-McConnell, R.H., 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo - EDUSP. 535p

Mees, J.B.R., Gomes, S.D., Vilas Boas, M.A., Fazolo, A., Sampaio, S.C., 2009. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.29, n.3, p.466-473.

Murphy, K.J., Rørslett, B., Springuel, I., 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquatic Botany*, 36(4), 303-323.

- Noernberg M.A., Novo, E.M.L.M., Krug, T., 1999. Aplicação de sistemas radar no monitoramento de infestações de plantas aquáticas em reservatórios: vantagens e limitações. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 5, p.41-54.
- Piedade, M.T.F., Junk, W.J., Long, S.P., 1991. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. *Ecology*, 72(4), 1456-1463.
- Piedade, M.T.F., Junk, W.J., Long, S.P., 1997. Nutrient dynamics of the highly productive C4 macrophyte *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. *Functional Ecology*, 11(1), 60-65.
- Pompêo, L.M., 2017. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. Instituto de Biociências da USP, São Paulo. 138 p.
- Pott, V.J., Pott, A., 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. Brasília: Embrapa, 404 pp.
- Prance, G.T., 1980. A note on the pollination of *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc.(Nymphaeaceae). *Brittonia*, 32(4), 505-507.
- Queiroz, M.,A.M., Horbe, A.M.C, Seyler, P., Moura, C.A.V., 2009. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães – Amazonas – Brasil. *Acta Amaz.* vol. 39(4): 943 – 952
- Rolon A.S., Maltchik L., 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. *Hydrobiologia* 556:221–231.
- Rorslett, B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany*, 39(1-2), 173-193.
- Rubim, M.A.L., 1993. A case study on life-story of wild rice - from germination to emergence of inflorescence. Investigation of plant genetic resources in the Amazon basin with the emphasis on the genus *Oryza*. Report of 1992/93 Amazon Project, ed. Morishima & Martins. *Journal of National Inst. of Genetics - Japan*, p. 31-33,
- Rubim, M.A.L., 1995. Ciclo de vida, biomassa e composição química de duas espécies de arroz silvestre da Amazônia Central. PPGBADPI - INPA, dissertação de mestrado, 126p.
- Rubim, M.A.L., Camargo, A.F.M., 2001. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* em um braço do rio Preto, Itanhaém, São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensis*, Rio Claro, v. 13, n. 1, p. 61-73,
- Rubim, M.A.L., Sampaio, P.M.I. & Parolin, P., 2015. Biofilter efficiency of *Eichhornia crassipes* in wastewater treatment of fish farming in Amazonia. *Phyton - International Journal of Experimental Botany* 84: 244-251.
- Salati, E., 1983. Amazônia: desenvolvimento, integração e ecologia. In *Amazonia: desenvolvimento, integração e ecologia*. Brasiliense/CNPQ. 327 p.

Santos, A.M., Thomaz, S.M., 2005. Diversidade de espécies de macrófitas aquáticas em lagoas de uma planície de inundação tropical: o papel de conectividade e do nível da água. *Cad. Biodivers.* v. 5, n.1, Pag 17-24.

Silva, R.M., 2004. Variações físico-químicas espaciais e sazonais e sua relação com as macrófitas aquáticas em dois lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã-RDSA, Amazônia Central (Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 100pp).

Silva M.S.R., Miranda, S.A.F., Naves, D.R., Silva, S.L.R., Santana, G.P., 2013. Classificação dos rios da Amazônia: uma estratégia para preservação desses recursos. *Holos Environment* v 13 n2., 163-174

Silva, A.D.R., Santos, R.B., Bruno, A.M.S.S., Gentelini, A.L., Silva, A.H.G., Soares, E.C., 2014. Eficiência do aguapé sobre variáveis limnológicas em canais de abastecimento utilizados no cultivo de tambaqui. *Acta Amaz.* [online], vol.44, n.2, pp.255-262.

Sipaúba-Tavares, L.H., Favero, E.G.P., Braga, F.M. S., 2002. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. floating plant. *Brazilian Journal Biology*, São Carlos, v. 62, n. 4a, p. 713-723.

Thomaz, S.M., Bini, L.M., 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. In: Thomaz, S. M.; Bini, L. M. (Ed.) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, p. 19-38.

Thomaz, S.M., Souza, D.C., Bini L.M., 2003. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the limnology and morphometry. *Hydrobiologia* 505: 119–128.

Van Geest, G.J., Wolters, H., Roozen, F.C.J.M., Coops, H., Roijackers, R.M. M., Buijse, A.D., Scheffer, M., 2005. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539 (1), 239-248.

Van Geest, G.J., Roozen, F.C.J.M., Coops, H, Roijackers, R.M.M., Buijse A.D., Peeters, E.T.H.M., Scheffer, M., 2003. Vegetation abundance in lowland floodplain lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshwater Biology* 48: 440–454.