



Diversidade e distribuição da ictiofauna associada a bancos de macrófitas aquáticas de um lago de inundação amazônico, estado do Pará, Brasil

Distribution and ichthyofauna diversity associated with aquatic macrophytes bank of an Amazon floodplain lake, Pará State, Brazil

David Teodosio Pinheiro^{1*}, Jerry Max Sanches Corrêa¹, Claudia Sousa Chaves¹, Diego Patrick Fróes Campos¹, Silvana Cristina Silva da Ponte² & Diego Maia Zacardi³

¹Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará - Ufopa

²Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, Universidade Federal do Oeste do Pará - Ufopa

³Curso de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Oeste do Pará - Ufopa

*Email: david-teodosiotb@hotmail.com

Recebido: 17 de junho de 2016 / Aceito: 8 de julho de 2016 / Publicado: 20 de setembro de 2016

Resumo O objetivo deste trabalho foi determinar a diversidade e a distribuição da ictiofauna associada a diferentes condições de estabilidade ambiental (preservado e antropizado) e continuidade de habitat (fixos e à deriva), dentro de um mesmo ambiente lacustre, na região do Baixo Amazonas, Pará. As amostragens foram realizadas, em duas fases do ciclo hidrológico, enchente e vazante, em bancos de macrófitas compostos por associações de espécies flutuantes. Foram coletados um total 641 indivíduos distribuídos em 6 ordens, 18 famílias, 35 gêneros e 43 espécies de peixes teleósteos. Cyprinodontiformes foi o grupo dominante em ambos os períodos, condições e tipos de bancos. As espécies *Pamphorichthys scalpridens* e *Mesonauta insignis* foram constantes ao longo dos pontos de amostragem e o período de vazante contribuiu com o maior número de indivíduos capturados. Os dados indicaram diferença quanto a composição, número de espécies e índices ecológicos entre as áreas do lago consideradas mais preservadas daquelas sob forte influência urbana. A composição da ictiofauna foi semelhante entre as duas condições de bancos de macrófitas analisados e não apresentaram um padrão de similaridade. Contudo, a presença de indivíduos em estágios iniciais de desenvolvimento e a grande proporção de juvenis encontrados indica que este sistema de lago e seus bancos de macrófitas são utilizados como berçários para a ictiofauna regional, independente da condição amostrada. Dessa forma, alteração nesse ambiente com influência direta sobre as macrófitas aquáticas, podem proporcionar mudanças na estrutura e dinâmica da ictiofauna difíceis de dimensionar.

Palavras-chave: peixes, vegetação flutuante, variação, berçário, conservação.

Abstract This study aims to indicate the diversity and ichthyofauna distribution associated with different conditions of environmental stability (preserved and anthropized) and habitat continuity (fixed and drifting), inside the same lacustrine environment, in Lower Amazon, Pará. The samplings carried out, in two phases of hydrologic cycle, flooding and drying, in macrophytes banks composed by floating species associations. It was collected the 641 individuals distributed in 6 orders, 18 families, 35 genders and 43 species of teleost fish. Cyprinodontiformes was the dominant group in both periods, conditions and bank types. These species *Pamphorichthys scalpridens* and *Mesonauta insignis* were constant over the samplings points and ebb period contributed with the bigger number of caught individuals. The data indicated difference in the composition, species number and ecological index between lake's areas considered more preserved than the ones with a better urban influence. The ictiofauna composition was similar between the two conditions of macrophytes banks analyzed and it does not showed a similarity pattern. However, the presence of individuals in early development stages and the big proportion of youth ones found shows that lake system and its macrophytes banks has been used as nursery to regional ictiofauna, independent of that present condition. In that way, amendment in that environment with direct influence over aquatic macrophytes can provide changes on structure and ictiofauna dynamics them hard to be sized.

Keywords: fishes, floating vegetation, variation, nursery, conservation.

Apoio financeiro da Universidade Federal do Oeste do Pará pela concessão de bolsa pelo Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica - Pibic

Introdução

Os processos ecológicos no sistema de várzea do Rio Amazonas são regulados pelo aumento do nível de água e/ou da pluviosidade que sazonalmente alteram a estrutura dos canais e lagos (Junk, Soares & Saint-Paul, 1997; Junk et al., 2006). Essa mudança no nível da água faz com que a população de peixes tenha suas migrações e ciclos de vida relacionados a flutuações no nível dos rios (Humphries, Serafini & King, 2002; Bednarski, Miller & Scarnecchia, 2008; Junk, Piedade, Schongart & Wittmann, 2012).

No período de inundação, a conexão dos lagos e rios aumenta o potencial de alterações na estrutura das assembleias de peixes, pois a distribuição de ovos, larvas e adultos podem sofrer reorganização espacial entre os corpos de água (Thomaz, Bini & Bozelli, 2007; Milani, Machado & Silva, 2010). Geralmente, os peixes deixam seus ambientes para selecionarem locais de desova e habitats que reduzem a sua probabilidade ou de sua prole de ocuparem um ambiente desfavorável (Rodríguez & Lewis 1994; Saint Paul et al., 2000).

Os bancos de macrófitas aquáticas e capins flutuantes no período de cheia ocupam extensas áreas na região aberta das margens de rios e lagos amazônicos, e constituem um dos habitats de grande complexidade, pois fornecem uma alta heterogeneidade de habitat (Goulding, 1997, Soares, Freitas & Oliveira, 2014), além de desempenhar um papel extremamente importante no funcionamento dos ecossistemas (Scheffer, Hosper, Meijer, Moss & Jeppesen, 1993) e, ainda, conferem maior diversidade estrutural aos sistemas aquáticos, aumentam os nichos e interferem na dinâmica das comunidades e do ecossistema lacustre.

Estes locais são comumente utilizados por uma biota aquática muito diversificada, representada principalmente por espécies de peixes pequenos e juvenis de espécies de médio e grande porte, servindo como meio de dispersão, refúgio contra predação, fonte de recursos alimentares, sítio reprodutivo e berçário (Sanchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Schiesari et al. 2003; Padial, Thomaz & Agostinho, 2009; Esguícero & Arcifa, 2010; Bulla, Gomes, Miranda & Agostinho, 2011; Bevilaqua & Soares, 2014; Magalhães, Yamamoto, Anjos, Loebens & Soares, 2015), sendo considerados de grande importância para a manutenção dos estoques pesqueiros em planícies inundáveis (Oliveira, Soares, Martinelli & Zacarias, 2006).

No mais, as macrófitas aquáticas são capazes de estabelecer uma forte ligação entre o sistema aquático e o ambiente terrestre pois auxiliam na proteção e estabilização das margens, favorecem a oxigenação da água, estocam nutrientes para a cadeia de herbivoria e de detritos, em alguns corpos d'água representam nas regiões litorâneas a principal fonte autóctone de matéria orgânica, filtram nutrientes dissolvidos e retêm material particulado alóctone (Pieczynska, 1993; Cronin, Wissing & Lodge, 1998; Scremin-Dias, Pott, Hora & Souza, 1999; Wetzel, 2001; Bianchini-Junior, Pacobahyba & Cunha-Santino, 2002; Sipaúba-Tavares, Favero & Braga, 2002; Moraes, Espíndola, Faria, Lopes-Ferreira & Bitar, 2004 e Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2011), além da ocorrência de relações bióticas inter e intra específicas de competição e predação.

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo determinar a diversidade e distribuição da ictiofauna, comparando a composição e os índices ecológicos da ictiofauna sob diferentes condições de estabilidade ambiental e continuidade de habitat, dentro de um mesmo ambiente lacustre, na região do Baixo Amazonas, Pará.

Material e Métodos

ÁREA DE ESTUDO

O Lago Maicá está inserido dentro do sistema lacustre que sofre influência de águas de várias cabeceiras de igarapés, bem como pela periodicidade regular do ciclo hidrológico do Rio Amazonas, com forte influência do Rio Tapajós e das chuvas locais, situado na planície de inundação do trecho baixo do Rio Amazonas, Santarém, Pará, entre as coordenadas de 02°28'19,6" S e 54°39'22,7" W (Figura 1).

Essa região corresponde a uma área de terras baixas com uma série de canais e lagos interconectados e que conforme a variação do nível da água podem formar uma unidade contínua, isolar-se ou até mesmo secar quase completamente. A região que margeia o lago apresenta uma extensa planície inundável, domínio de floresta aberta, áreas de tensão ecológica, formações aluviais e áreas antrópicas.

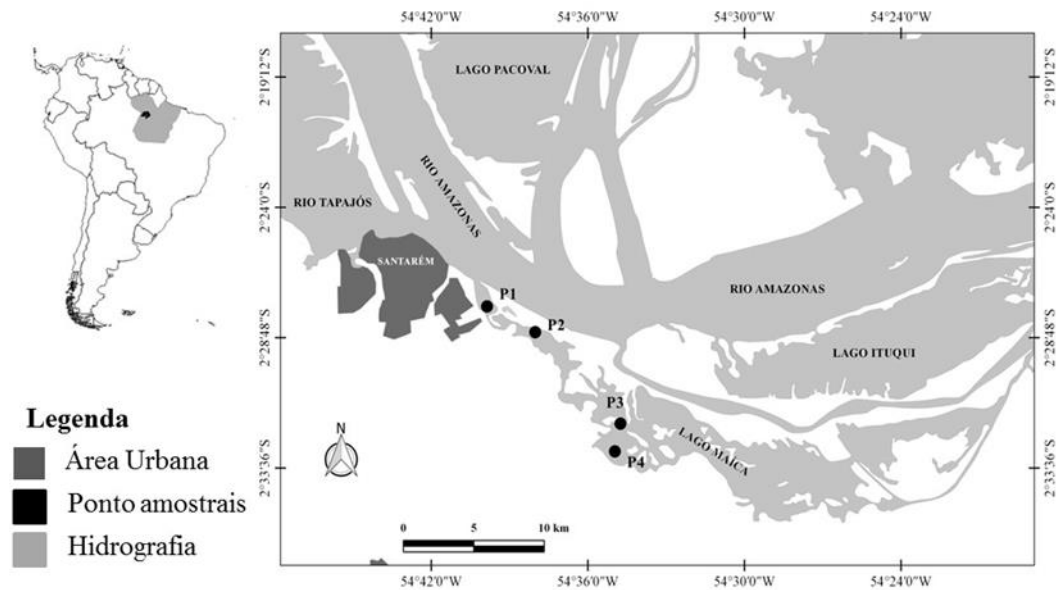


Figura 1. Área de estudo, com destaque para os pontos de coleta ao longo do Lago Maicá, Santarém, estado do Pará.

O clima local é caracterizado pelo Am e Amw correspondente a classificação de Köppen. Considerando que esta classificação insere a temperatura e a precipitação, que no caso é sempre superior a 2000mm, correspondendo a clima chuvoso, com estação seca de pequena duração, a temperatura média do ar é de aproximadamente 27.7°C, com pouca variação ao longo do ano (Furtado & Macedo, 2006).

Os bancos de macrófitas aquáticas que crescem nas margens do lago são dominados pelas gramíneas *Paspalum repens* P.J. Bergius e *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. e por plantas flutuantes menores como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia* spp. A parte submersa dessas macrófitas é formada por caules e raízes que criam um hábitat complexo e produtivo. Esta zona radicular constitui hábitat vital para os peixes da várzea que as utiliza para abrigo, alimentação, reprodução e berçário (Sanchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Casatti, Mendes & Ferreira, 2003).

AMOSTRAGEM

Os peixes foram coletados em bancos de macrófitas aquáticas presentes na região litorânea e em águas abertas da região limnética do Lago Maicá, em 6 campanhas de amostragem durante o ano de 2015, com três delas representando o período do nível crescente das águas na região (março, maio e junho) e as outras três durante o período de vazante (julho, agosto e setembro), realizadas em quatro pontos amostrais, dois deles sobre forte influência das ações antrópicas e urbana da cidade de Santarém (P1 e P2) e os outros dois (P3 e P4) situados em uma região mais preservada.

O material biológico foi capturado utilizando um peneirão que consiste em uma rede presa a um aro retangular (com área de 1,0 x 1,5 x 1,0 m) com malha de 500 µm (Figura 2), que é introduzida abaixo da zona radicular da vegetação flutuante, e levantada rapidamente, procedendo-se, em seguida, uma triagem macroscópica dos indivíduos coletados. Foram realizadas amostragens padronizadas com o mesmo esforço de coleta, consistindo três lances em cada banco misto de macrófitas, de tamanho e forma aleatórios. Os indivíduos capturados foram submetidos à benzocaína (250 mg/L) e acondicionados em frascos de polietileno devidamente etiquetados, contendo fixador (solução formalina a 10%).

Posteriormente, no Laboratório de Ecologia do Ictioplâncton da Universidade Federal do Oeste do Pará, foram lavados em água corrente, identificados ao menos nível taxonômico possível, quantificados e acondicionados em potes etiquetados contendo álcool a 70% para conservação. Indivíduos coletados foram classificados como larvas (estágio de desenvolvimento compreendido entre a eclosão e o início da alimentação exógena, com início de segmentação dos raios das nadadeiras dorsal e anal, e apresentando a formação incompleta dos raios da nadadeira peitoral), juvenis (quando apresentavam tamanhos correspondentes a metade do comprimento máximo conhecido para cada espécie) e adultos (sexualmente maduros).

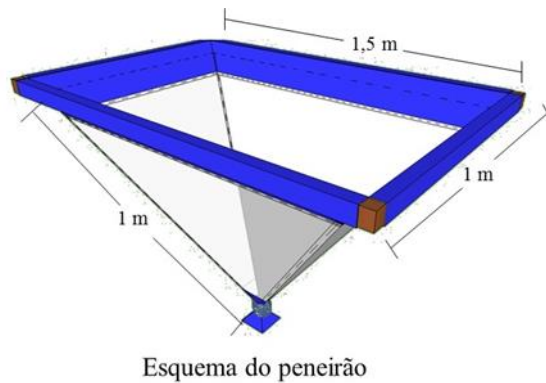


Figura 2. Desenho esquemático e foto do peneirão utilizado nas amostragens junto às macrófitas aquáticas no Lago Maicá, Baixo Amazonas, Santarém, estado do Pará.

Os espécimes foram identificados e classificados de acordo com: Araújo-Lima (1985), Araújo-Lima & Donald (1988), Araújo-Lima (1991), Araújo-Lima, Kirovsky & Marca (1993), Ferreira, Zuanon & Santos (1998), Nakatani et al. (2001), Santos et al. (2004), Santos, Ferreira & Zuanon (2006), Britski, Silimonk & Lopes (2007) e Soares et al. (2011), e algumas identificações foram confirmadas por especialistas. Os organismos classificados como “não identificados” corresponderam aqueles com estruturas danificadas ou em estágio muito inicial de desenvolvimento.

Os bancos de macrófitas aquáticas foram classificados de acordo com Leitão et al. (2004), sob duas condições distintas de continuidade de habitat: (A) fixos ao substrato, com a borda contínua destacada do fundo, na margem do lago; e (B) à deriva nas águas abertas do lago (Figura 3). Em cada uma das condições foram coletadas duas amostras.

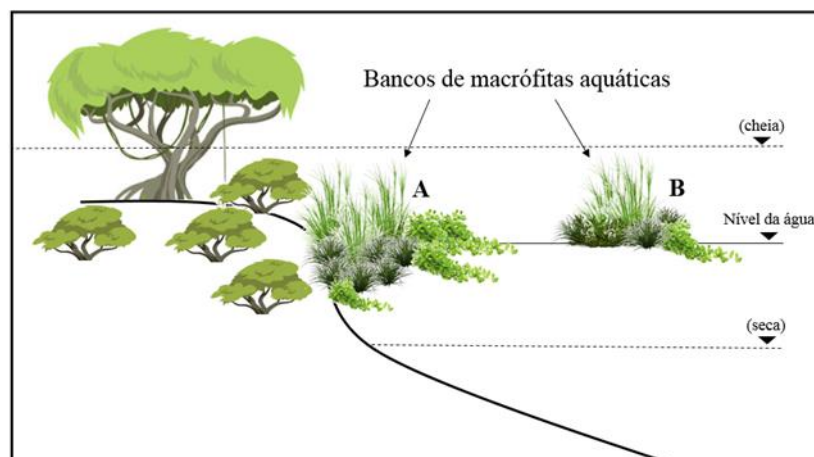


Figura 3. Esquema das duas condições de distribuição dos bancos de macrófitas analisadas: (A) ancorados ao substrato na margem do lago, mas com a borda contínua destacada do fundo e (B) à deriva nas águas abertas do lago.

ANÁLISE DE DADOS

Das amostras coletadas, foram registrados os atributos ecológicos determinados através a Constância de Ocorrência (Dajoz 1983), sendo as espécies agrupadas nas seguintes categorias: espécies constantes - presentes em mais de 50% das amostras; espécies acessórias – presentes em 25 a 50% das amostras e espécies acidentais – presentes em menos de 25% das amostras. Também foram calculados a Riqueza de Espécies Jackknife (S), Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equitabilidade de Pielou (E) e constância de ocorrência (C), conforme sugerido por Magurran (2003) e calculada a proporção de larvas, juvenis e adultos em cada amostra. Também foram calculados os valores totais (cumulativos) dessas variáveis para cada condição de bancos de macrófitas. Todos estes índices foram calculados pelo programa Divers (versão 1.0).

As abundâncias e os índices ecológicos nos diferentes pontos de coleta foram previamente transformados em $\ln(x+1)$ para serem testados pela ANOVA fatorial a fim de verificar se havia variação espacial e temporal. Os índices ecológicos foram utilizados como variável dependente, e a sazonalidade (enchente e vazante) e a continuidade de habitat (condição A e B), como fatores independentes. Os

pressupostos da Anova foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk, para normalidade e ao teste de Levene, para homocedasticidade (homogeneidade das médias), adotando o nível de significância de $P < 0,05$. Para comparar a composição e abundância relativa das espécies entre as amostras foi realizada uma análise de coeficiente de similaridade de Morisita-Horn, com posterior agrupamento pelo método de média não ponderada (UPGMA) (Krebs, 1999). As análises de variância foram realizadas usando o *software* Statistica 8.0. Para as análises multivariadas, utilizou-se o pacote estatístico Primer 6.0.

Resultados

Foram capturados 641 exemplares pertencentes a 43 espécies de peixes teleósteos, distribuídas em 6 ordens, 18 famílias e 35 gêneros (Tabela 1), nos bancos de macrófitas aquáticas. A análise da composição da ictiofauna mostrou que as ordens mais abundantes foram os Cyprinodontiformes com 43,84% (2), Characiformes 41,50% (20), Perciformes 10,76% (8), Siluriformes 1,72% (6), Gymnotiformes 1,40% (9) e os Synbranchiformes com 0,62% (1). Do total de espécies identificadas, 34 delas foram observadas nos pontos de amostragem mais afastados do centro urbano e 31 foram registradas próximo à cidade.

O período de vazante contribuiu com o maior valor numérico de indivíduos capturados ($N=383$, 60%), enquanto que os 258 indivíduos restantes (40%) foram capturados durante o período de inundação (enchente) e esta diferença sazonal se mostrou significativa ($P = 0,001$). As espécies consideradas constantes foram: *Pamphorichthys scalpridens* (Garman, 1895) e *Mesonauta insignis* (Heckel, 1840).

Indivíduos de *Odontostilbe fugitiva* Cope, 1870 ocorreram exclusivamente nos pontos (P1 e P2) situados na área mais próxima da zona urbana da cidade de Santarém. Enquanto que *Characidium nana* (Mendonça & Netto-Ferreira, 2015); *Microcharacidium* sp.; *Nannostomus eques* Steindachner, 1876 e *Apistogramma pertensis* Haseman, 1911, foram espécies capturadas somente nos pontos (P3 e P4). A ANOVA demonstrou diferença significativa quanto a riqueza ($P < 0,001$), diversidade ($P = 0,039$), equitabilidade ($P = 0,002$), mas não apresentou diferença quanto a abundância de larvas, juvenis e adultos entre os pontos de amostragens ($P > 0,05$).

Foram identificadas apenas 3 espécies de Characiformes migradores durante as coletas: *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818), *Myloplus rubripinnis* (Müller & Troschel, 1844) e *Curimata* sp. ambas com baixa representatividade, sendo *C. macropomum* e *Curimata* sp. exclusivas do ponto P4 (área mais preservada) e em banco de macrófitas fixo às margens (A).

A composição da ictiofauna foi semelhante entre as duas condições de bancos de macrófitas analisados, entretanto as amostras coletadas em bancos à deriva (B), presentes em águas abertas do lago, apresentaram altos valores numéricos e de riqueza, com pouca variação entre elas. Já as amostras coletadas em bancos fixos às margens (A) apresentaram valores numéricos e de riqueza muito variáveis (Tabela 2). Na condição (A) foi observada uma maior abundância de espécies de pequeno porte *Pamphorichthys scalpridens* (Garman, 1895) e *Hyphessobrycon pulchripinnis* Ahl, 1937. E na condição (B) *Pamphorichthys scalpridens* (Garman, 1895) e *Characidium nana* Mendonça & Netto-Ferreira 2015. Independente da condição, os valores numéricos de juvenis foram bastante expressivos, sempre superiores a 61%.

Os pontos que apresentaram o maior percentual de indivíduos coletados e riqueza de espécies foram aqueles distribuídos na região mais preservada e distante da área de influência urbana ($P3 = 33,07\%$ e $P4 = 31,20\%$) e também apresentaram valores de diversidade de Shannon (H') mais regulares. O maior Índice de Equitabilidade foi observado no P2 (1,18).

Através da análise de agrupamento de cluster foi evidenciado que os pontos P3 e P4 compartilham cerca de 62,65% de similaridade de espécies coletadas. As espécies que mais contribuíram para esta similaridade nesses pontos foram *Pamphorichthys scalpridens* (Garman, 1895) e *Characidium nana* Mendonça & Netto-Ferreira 2015 (Figura 4). As amostras das condições A e B não apresentaram um padrão claro de similaridade quanto à composição de espécies referente aos bancos de macrófitas.

Tabela 1. Número de peixes capturados em cada um dos bancos de macrófitas flutuantes (N: número total de indivíduos de uma dada espécie; C = Constância de ocorrência (%)). Também são apresentadas as categorias tróficas,

(R.G) de cada espécie (NM = não migrador; M = migrador; * = espécies com poucos dados na literatura).

Tabela 2. Parâmetros ecológicos para cada ponto de coleta e condição (A e B) dos bancos de macrófitas analisados, no

Ordem	Família (Número de espécie)	Números de peixes					C	Classificação	Categoria Trófica	R. G.
		P1 (B)	P2 (A)	P3 (B)	P4 (A)	N				
Characiformes										
	Characidae (8)	5		2		7	8,3	Acidental		
	<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)				5	5	8,3	Acidental	Onívoro	M
	<i>Hemigrammus levis</i> Durbin, 1908	13	3	1		17	16,7	Acidental	Onívoro	NM
	<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)			3		3	4,2	Acidental	Onívoro	NM
	<i>Hyphessobrycon pulchripinnis</i> Ahl, 1937	3	27	13		43	12,5	Acidental	Onívoro	NM
	<i>Hyphessobrycon</i> sp.		3		2	5	8,3	Acidental	*	NM
	<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	6	4	2		12	20,8	Acidental	Onívoro	NM
	<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller and Troschel, 1844)	1	3	2	6	12	20,8	Acidental	Herbívoro	M
	<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870	9	12			21	12,5	Acidental	Invertívoro	NM
Crenuchidae (3)										
	<i>Characidium nana</i> Mendoça & Netto-Ferreira 2015			59	6	65	8,3	Acidental	Invertívoro	*
	<i>Elachocharax junki</i> (Géry, 1971)			1		1	4,2	Acidental	Invertívoro	NM
	<i>Microcharacidium</i> sp.			8	1	9	16,7	Acidental	*	NM
Curimatidae (1)										
	<i>Curimata</i> sp.				1	1	4,2	Acidental	*	M
Erythrinidae (1)										
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)				1	1	4,2	Acidental	Piscívoro	NM
Lebiasinidae (2)										
	<i>Copella vilmae</i> Géry, 1963			1		1	4,2	Acidental	Insetívoro	NM
	<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876			3	1	4	8,3	Acidental	Onívoro	NM
Serrasalminidae (5)										
	<i>Pristobrycon aureus</i> Spix & Agassiz, 1829	1				1	4,2	Acidental	Piscívoro	NM
	<i>Serrasalmus</i> sp.		1	2	9	12	25,0	Acessório	*	NM
	<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858		1		3	4	4,2	Acidental	Piscívoro	NM
	<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1836	5		6	10	21	16,7	Acidental	Piscívoro	NM
	<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858	6		6	5	17	20,8	Acidental	Piscívoro	NM
Cyprinodontiformes										
Poeciliidae (1)										
	<i>Pamphorichthys scalpridens</i> (Garman, 1895)	55	36	66	123	280	100,0	Constante	Onívoro	NM
Rivulidae (1)										
	<i>Rivulus cf. punctatus</i> Boulenger, 1895		1			1	4,2	Acidental	Insetívoro	NM
Gymnotiformes										
Gymnotidae (2)										
	<i>Gymnotus</i> sp.			1		1	4,2	Acidental	Onívoro	NM
	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758				1	1	4,2	Acidental	Onívoro	NM
Rhamphichthyidae (1)										
	<i>Gymnorhamphichthys</i> sp.				1	1	4,2	Acidental	*	NM
Sternopygidae (2)										
	<i>Eigenmannia</i> sp.			1		1	4,2	Acidental	*	NM
	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)			4		4	4,2	Acidental	Onívoro	NM
Hypopomidae (1)										
	<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868)			1		1	4,2	Acidental	Onívoro	NM
Perciformes										
Cichlidae (8)										
	<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	1	1		2	4	12,5	Acidental	Insetívoros	NM
	<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)		1	2		3	8,3	Acidental	Piscívoro	NM
	<i>Apistogramma</i> sp.				1	1	4,2	Acidental	*	NM
	<i>Apistogramma pertensis</i> Haseman, 1911			13	1	14	12,5	Acidental	Onívoro	NM
	<i>Cichlasoma amazonarum</i> Kullander, 1983			2		2	4,2	Acidental	Onívoro	NM
	<i>Crenicichla inpa</i> Ploeg, 1991			1		1	4,2	Acidental	Piscívoro	NM
	<i>Mesonauta insignis</i> (Heckel, 1840)	15	3	8	7	33	54,2	Constante	Onívoro	NM
	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	2		1	4	7	12,5	Acidental	Onívoro	NM
Siluriformes										
Loricaridae (3)										
	<i>Farlowella nattereri</i> Steindachner, 1910			2		2	8,3	Acidental	Iliófago	NM
	<i>Loricariichthys</i> sp.			1		1	4,2	Acidental	*	NM
	<i>Squaliforma</i> sp.		2			2	4,2	Acidental	*	NM
Doradidae (1)										
	<i>Doras punctatus</i> Kner, 1853	1			3	4	8,3	Acidental	Onívoro	NM
Pseudopimelodidae (1)										
	<i>Pseudopimelodus zungaro</i> Humboldt, 1821				1	1	4,2	Acidental	Piscívoro	NM
Auchenipteridae (1)										
	<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	1				1	4,2	Acidental	Onívoro	NM
Synbranchiformes										
Synbranchidae (1)										
	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	1			3	4	12,5	Acidental	Piscívoro	NM
Danificadas										
		1				1	4,2	Acidental		
Total						641				

Lago Maicá, Baixo Amazonas, Santarém, estado do Pará.

Parâmetros	P1 (B)	P2 (A)	P3 (B)	P4 (A)	
Número de indivíduos (N)	Larvas	24 (18%)	7 (7%)	17 (8%)	56 (28%)
	Juvenis	93 (72%)	76 (77%)	175 (83%)	121 (61%)
	Adultos	13 (10%)	16 (16%)	20 (9%)	23 (11%)
Riqueza de espécies (S)	15	14	26	23	
Índice de Shannon (H')	2,51	3,11	1,35	1,48	
Equitabilidade de Pielou (E)	0,93	1,18	0,41	0,47	

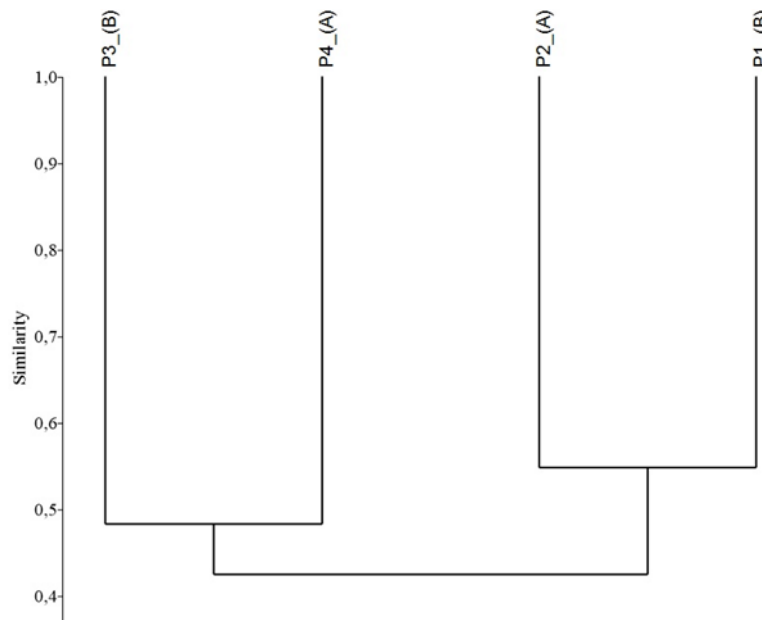


Figura 4. Similaridade de Bray-Curtis quanto a composição da ictiofauna registrada nos quatro pontos de amostragem sob as condições distintas dos bancos de macrófitas analisados (A e B), no Lago Maicá, Baixo Amazonas, Santarém, estado do Pará.

Discussão

Os resultados suportam a afirmação de que existe grande diversidade de peixes em área de várzea Amazônica, muitas vezes mais do que em qualquer outro tipo de habitat adjacente à planície aluvial (Junk et al., 1989). Esses ambientes possuem uma diversificada quantidade de micro-habitat como as macrófitas aquáticas, que são utilizados como locais de refúgio e forrageio, uma vez que seus caules e raízes funcionam como substrato para o perifiton e inúmeros invertebrados (Engle & Melack, 1990; Caffrey, 1993; Junk & Robertson, 1997), e são excelentes nutrientes para os peixes, incluindo muitas espécies exploradas pela pesca de subsistência e comercial da Amazônia (Sanchez-Botero & Araújo-Lima, 2001), além de criar oportunidade para vários nichos ecológicos.

A diferença significativa entre as maiores abundâncias e índices ecológicos registradas durante o período de vazante em relação ao período de inundação, já era esperado e causa um efeito significativo na riqueza de espécies de peixes em macrófitas. Dessa forma, estudos comparativos em lagos marginais nos períodos de enchente e vazante se justificam pela importância destes dois momentos na regulação de comunidades de peixes. Geralmente, estes lagos de formação periódica ou permanente presentes na planície de inundação do Rio Amazonas, são ambientes dinâmicos cuja área, profundidade, conectividade e permanência do espelho d'água dependem da intensidade do regime hidrológico e da pluviosidade local.

A elevada ocorrência de indivíduos durante a vazante, pode estar associada, a menor disponibilidade de habitats neste período, levando a uma concentração de peixes nos bancos de macrófitas, especialmente para espécies que usam estes habitats como refúgio (Prado, Freitas & Soares, 2009). Entretanto, quando o nível da água sobe, os peixes se dispersam pelos habitats recém-formados da planície aluvial, incluindo amplas áreas de floresta alagada que apresentam grande heterogeneidade espacial (Arrington, Winemiller & Layman, 2005), provocando alterações estruturais nas assembleias de peixes que sofrem reorganização, também, entre as massas de água como salientado por Rodriguez e Lewis Jr (1994). Comportamento, similares foram observados por outros estudos na região neotropical (Pelicice, Agostinho & Thomaz, 2005; Agostinho, Thomaz, Gomes & Baltazar, 2007; Prado, Freitas & Soares, 2009).

O presente trabalho teve uma riqueza total 43 espécies ao longo dos pontos de coleta, inferior aos valores encontrados por Leitão et al. (2004) e Prado, Freitas & Soares (2010) trabalhando com assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do Rio Solimões e que obtiveram riqueza de 57 e 50 espécies, respectivamente. Entretanto, estes autores utilizaram metodologia de coleta diferenciada circundando os bancos de macrófitas com redes de cerco e malha de 6 e 5 mm.

A predominância de pequenos poecilídeos *Pamphorichthys scalpridens* (Garman, 1895) não são tão comuns nos trabalhos de composição, abundância e distribuição da ictiofauna associada a macrófitas aquáticas, talvez pelo pequeno porte desses indivíduos, o que dificulta a captura por grande parte dos apetrechos utilizados na maioria desses estudos. Contudo, esta espécie já foi registrada como abundante, durante o período de inundação, e considerada acessória em diferentes trechos do Córrego Curió da Primavera, na sub-bacia do Rio Teles Pires, no Alto Tapajós (Franco, Bilce, Silva, Santos & Oliveira, 2015).

No mais, o grande número de espécies de pequeno porte, como o grupo dos caracídeos, já havia sido descrito para outros ambientes neotropicais (Delariva, Agostinho, Nakatani & Baumgartner, 1994; Meschiatti, Arcifa & Fenerich-Verani, 2000; Pacheco & Da-Silva, 2009), mas com diferença na variação da abundância e composição de espécies. Este domínio pode estar relacionado as condições ambientais como local de proteção, local de nidificação, disponibilidade de alimento (Goulding, 1997; Lowe-McConnell, 1999) e pela capacidade destes peixes na absorção de oxigênio a partir das camadas superficiais da água.

Sanchez-Botero, Farias, Piedade & Garcez (2003) relata, ainda, que a capacidade visual dos caracídeos em detectar predadores, conduzem estes indivíduos a ambientes mais complexos e protegidos. Esse resultado corrobora estudos anteriores, que verificaram que esse micro-habitat são ocupados principalmente por espécies de pequeno porte (Stewart, Ibarra & Barriga-Salazar, 2002; Pereira, Agostinho, Oliveira & Marques, 2007; Duarte, Rapp Py-Daniel & Deus, 2010). Porém, outros grupos foram raros, tanto nos valores de abundância quanto em número de espécies, como os Gymnotiformes e Siluriformes, esta última, em particular, é uma ordem melhor associada ao fundo de ambientes lacustres e fluviais.

Os dados indicaram diferença quanto a composição, número de espécies e índices ecológicos entre as áreas do lago consideradas mais preservadas daquelas sob forte influência urbana. Este fato pode ser explicado pelas condições físicas mais adversas comuns nas áreas sob impacto humano e forte influência da urbanização, situações que possivelmente contribuíram na diminuição da riqueza e abundância de indivíduos.

Diversos autores tem salientado que, normalmente, os elevados resultados dos índices de diversidade estão associados a uma melhor qualidade ambiental (Lobo, Callegaro & Bender, 2002; Ferreira & Casatti, 2006), o que não foi verificado neste estudo. Mas, de acordo, com Bendati, Schwarzbach, Maizonave, Almeida & Bringhamti (2003), os índices de diversidade podem mostrar altas diversidades onde a qualidade do ambiente é pobre, indicando que os índices não são as melhores ferramentas a serem utilizadas para inferir sobre as condições ambientais e reforçam a necessidade da utilização de várias metodologias a fim de se obter uma avaliação mais acurada sobre os efeitos antropogênicos que estão atuando em um determinado local.

Apesar das diferenças observadas entre as condições de macrófitas analisadas, com maior riqueza e abundância observada para a condição (B), os resultados obtidos no presente estudo também apontam para a necessidade de utilização de um maior número de pontos de amostragem e diferentes apetrechos de coleta para garantir a efetividade das amostragens. Assim, o presente trabalho pode ter apresentado limitações quanto ao número de réplicas em dois únicos períodos hidrológicos (enchente e vazante), porém, as diferentes condições de estabilidade ambiental e continuidade de habitat apresentaram padrões distintos.

A análise de similaridade revelou pouca semelhança (45,48%) na composição de espécies de peixes entre as duas condições de bancos de macrófitas aquáticas analisadas. Esse resultado se deve principalmente aos valores próximos do número de espécies coletadas em cada um desses micro-habitats, 37 espécies na condição (A) e 41 espécies na condição (B), não havendo portanto uma diferença significativa de espécies.

A maior riqueza observada na condição B pode ser explicada pela maior abundância de indivíduos, que de acordo com Begon, Townsend e Harper (2007), a probabilidade de ocorrência de espécies raras ou pouco abundantes aumenta com o número de indivíduos capturados. Essa maior abundância pode ser reflexo das melhores condições ambientais, uma vez que a maior diversidade foi registrada na condição (B) na área mais preservada do lago, a qual não sofre grandes interferências humanas. Por outro lado, a composição da ictiofauna dos bancos à deriva provavelmente reflete a combinação de processos não estocásticos, decorrente do aumento da predação como observado também por Leitão et al. (2004), além do reflexo das abundâncias relativas das espécies nas condições anteriores ao desprendimento dos bancos de macrófitas, sendo importante ressaltar o papel potencial que os bancos de macrófitas têm como dispersores de peixes na região.

Assim, a presença de indivíduos em estágios iniciais de desenvolvimento e a grande proporção de juvenis

encontrados sugere que este sistema de lago e seus bancos de macrófitas sejam utilizados como berçários para a ictiofauna, independente da condição amostrada, corroborando o estudo de Leitão et al. (2004).

As informações geradas por este instrumento possibilita aumentar a capacidade preventiva do sistema de gerenciamento, oferecendo condições de antecipar situações de emergência e de perigo, como a poluição causada pela expansão urbana e implantação de grandes empreendimentos na área, causando algum distúrbio ambiental que afete diretamente este corpo d'água e, conseqüentemente, os recursos pesqueiros, a pesca, a alimentação, a saúde e a renda de centenas de pessoas que utilizam o lago como forma de subsistência. Além disso, as informações produzidas podem, ainda, ser extremamente importantes na tomada de decisões sobre as ações de órgãos ambientais.

Todavia, os estudos nesta área ainda são muito incipientes e novos trabalhos se fazem necessários a fim de se obter maior compreensão sobre a grande complexidade dos lagos de inundação e das inúmeras relações que envolvem estes sistemas de várzea. Neste sentido, se fazem necessárias a adequação de novas metodologias a fim de que se possa verificar um maior número de parâmetros que estão influenciando no ambiente.

Conclusões

Nos bancos de macrófitas aquáticas presentes no Lago Maicá, a elevada abundância, riqueza e diversidade da ictiofauna evidenciam ainda trechos com boas condições de conservação. E, a presença de exemplares pertencentes a vários estágios de desenvolvimento sugerem ser locais importantes como ferramenta de estratégia de reprodução, alimentação, crescimento e proteção para várias espécies de peixes, especialmente para os exemplares mais jovens que ainda são muito vulneráveis.

Pode-se depreender, então, que estas macrófitas são importantes biótopos para a ictiofauna, especialmente para os *Pamphorichthys scalpridens* (Garman, 1895) amplamente encontrados, constituindo-se em um fator importante na produção dos peixes, além de proporcionar, ainda, uma melhor qualidade ambiental, especialmente quando esta é avaliada a partir da composição das comunidades de peixes.

Por fim, a grande proporção de indivíduos juvenis e a presença de estágios iniciais de desenvolvimento sugere que os bancos de macrófitas aquáticas são utilizados como locais de berçário para a ictiofauna regional, independente da condição amostrada, realçando a importância do ciclo hidrológico na reprodução e distribuição das espécies. Estudos sobre as comunidades ícticas se fazem necessários para conservação dos ambientes aquáticos. Dessa forma, a alteração desses ambientes lacustres amazônicos, com influência direta sobre as macrófitas aquáticas, podem proporcionar mudanças difíceis de se dimensionar em toda a biota local.

Agradecimentos

Ao Laboratório de Biologia Ambiental (ICTA/UFOPA) em nome da Profa. Ynglea Georgina de Freitas Goch pelo apoio nas amostragens de campo e aos companheiros de coleta Yuryanne Carvalho Pinto, Fabiane Valéria Rêgo da Rocha e Hiel Gesã Peres de Queiroz.

Referências

- Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C. & Baltazar, S.L.S.M.A. (2007). Influence of the macrophyte *Eichornia azurea* on fish assemblage of the upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology*, 41:619-641.
- Araújo-Lima, C.A.R.M. (1985). Aspectos biológicos de peixes amazônicos. V. Desenvolvimento larval do jaraqui-escama grossa, *Semaprochilodus insignis* (Characiformes, Pisces) da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Biologia*, 45(4): 423-443.
- Araújo-Lima, C.A.R.M. & Donald, E. (1988). Número de vértebras de Characiformes do rio Amazonas e seu uso na identificação de larvas do grupo. *Acta Amazonica*, 18: 351-358.
- Araújo-Lima, C.A.R.M., Kirovsky, A.L. & Marca, A.G. (1993). As larvas dos pacus, *Mylossoma* spp. (Teleostei; Characidae), da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Biologia*, 53: 297-306.
- Arrington, D.A., Winemiller, K. & Layman, C. (2005). Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia*, 144: 157-167.
- Bednarski, J., Miller, S.E. & Scarnecchia, D.L. (2008). Larval fish catches in the lower Milk River, Montana in relation to timing and magnitude of spring discharge. *River Res. Appl.*, 24: 844-851.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre: Editora Artmed.

- Bendati, M.M., Schwarzbach, M.S.R., Maizonave, C.R.M., Almeida, L.B. & Bringhenti, M.L. (2003). Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba: subsídios para a gestão da bacia hidrográfica. *Ecos Pesquisa*, 7: 1-34.
- Bevilaqua, D.R. & Soares, M.G.M. (2014). Variação temporal da composição íctica em lagos de várzea, Ilha do Risco, Itacoatiara, Amazonas, Brasil. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources* 2(2): 17-27.
- Bianchini-Junior, I., Pacobahyba, L.D. & Cunha-Santino, M.B. (2002). Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(3): 27-34.
- Britski, H.A., Silimon, K.Z.S. & Lopes, B.S. (2007). *Peixes do Pantanal*. Brasília: Editora Embrapa.
- Bulla, C.K., Gomes, L.C., Miranda, L.E. & Agostinho, A.A. (2011). The ichthyofauna of drifting macrophyte mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9: 403-409.
- Caffrey, J.M. (1993). Aquatic plant management in relation to Irish recreational fisheries development. *Journal of Aquatic Plant Management*, 31: 162-168.
- Casatti, L., Mendes, H. & Ferreira, K.M. (2003). Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 63(2): 213-222.
- Cunha-Santino, M.B. & Bianchini Jr., I. (2011). Colonização de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos. *Boletim Ablimno*, 39: 1-2.
- Cronin, G., Wissing, K.D. & Lodge, D.M. (1998). Comparative feeding selectivity of herbivorous insects on water lilies: aquatic vs. semi-terrestrial insects and submersed vs. floating leaves. *Freshwater Biology*, 39(2): 243-257.
- Dajoz, R. (1983). *Ecologia geral*. 4. ed. Petrópolis: Vozes.
- Delariva, R.L., Agostinho, A.A., Nakatani, K. & Baumgartner, G. (1994). Ichthyofauna associated aquatic macrophytes in the upper Parana River floodplain. *Revista Unimar*, 16(3): 41-60.
- Duarte, C., Rapp Py-Daniel, L.H. & Deus, C.P. (2010). Fish assemblages in two sandy beaches in lower Purus River, Amazonas, Brazil. *Iheringia*, 100: 319-328.
- Engle, D.L. & Melack, J.M. (1990). Floating meadow epiphyton: Biological and chemical features of epiphytic material in an Amazon floodplain lake. *Freshwater Biol.*, 23: 479-494.
- Esguícero, A.L.H. & Arcifa, M.S. (2010). Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. *Hydrobiologia*, 638(1): 41-53.
- Ferreira, C.P. & Casatti, L. (2006). Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3): 1-25.
- Ferreira, E.J.G., Zuanon, J.A.S. & Santos, G.M. (1998). *Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará*. Brasília: Edições Ibama.
- Franco, A.A., Bilce, J.M., Silva, S.A.A., Santos, R.C. & Oliveira, V.A.M. (2015). Ictiofauna do Córrego Curió da Primavera, Sub-Bacia do Rio Teles Pires, Alto Tapajós. *Enciclopedia Bios*, 11(22): 1428-1440.
- Furtado, A.M.M. & Macedo, M.R.A. (2006). As unidades de relevo e a expansão do sítio urbano da grande Santarém - Microrregião do Médio Amazonas paraense - Estado do Pará: Observações preliminares. In: *Annals of VI Regional Conference on Geomorphology. Tropical and Subtropical Geomorphology: Processes, methods and techniques*. (pp. 6-10). Goiânia: Anais IAG.
- Humphries, P., Serafini, L.G. & King, A.J. (2002). River regulation and fish larvae: variation through space and time. *Freshwater Biology*, 47(7): 1307-1331.
- Goulding, M. (1997). *História Natural dos Rios Amazônicos*. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Junk, W.J., Cunha, C.N., Wantzen, K.M., Petermann, P., Strüssmann, C., Marques, M.I. & Adis, J. (2006). Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences*, 68: 278-309.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2012). A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecol. Manage.*, 20(6): 461-475.
- Junk, W.J. & Robertson, B. (1997). Aquatic invertebrates. In: W.J. Junk (Ed.). *The Central Amazonian floodplain: Ecology of a pulsing system*. (pp.279-298). Berlin: Springer.
- Junk, W.J., Soares, M.G.M. & Saint-Paul, U. (1997). The fish. In: W.J. Jun (Ed.). *The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system* (pp. 385-408). Berlin: Springer.
- Krebs, C.J. (1999). *Ecological methodology*. New York: Elsevier.
- Leitão, R.P., Castanho, C.T., Martins, E.G., Adeney, M., Cunha, N.L. & Lira, P.K. (2004). Ictiofauna associada a bancos de macrófitas sob diferentes condições ambientais. In: E. Venticinquente & J. Zuanon (Eds). *Livro do curso de campo "Ecologia da Floresta Amazônica"* (pp. 1-5). Manaus: Inpa.
- Lobo, E.A., Callegaro, V.L.M. & Bender, E.P. (2002). *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como*

- indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. Santa Cruz do Sul: Editora da Universidade de Santa Cruz do Sul.
- Magalhães, E.R.S., Yamamoto, K.C., Anjos, H.D.B., Loebens, S.C. & Soares, M.G.M. (2015). Bancos de macrófitas aquáticas em lago de várzea: alimentação de duas espécies de peixes na região de Manaus, Amazonas, Brasil. *Acta of Fisheries Aquatic Resources*, 3(1): 25-40
- Magurran, A.E. (2003). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Press.
- Meschiatti, A.J., Arcifa, M.S. & Fenerich-Verani, N. (2000). Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 133-143
- Milani, V., Machado, F.A. & Silva, V.C.F. (2010). Assembléias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT, Brasil. *Biota Neotropica*, 10(2): 261-270.
- Moraes, A.R., Espíndola, E.L.G., Faria, O.B., Lopes-Ferreira, C. & Bitar, A.L. (2004). Biomassa, estoque de nutrientes e metais em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). In: E.L.G. Espíndola; M.A. Leite. & C.B. Dornfeld (Eds.). *Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): Caracterização, impactos e propostas de manejo* (pp.253-264). São Carlos: Rima.
- Nakatani, K., Agostinho, A.A., Baumgartner, G., Bialezki, A., Sanches, P.V., Makrakis, M.C. & Pavanelli, C.S. (2001). *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. Maringá: Eduem.
- Oliveira, A.C.B., Soares, G.M.M., Martinelli, L.A. & Zacarias, M.M. (2006). Carbon sources of fish in an Amazonian floodplain lake, *Aquatic Sciences*, 68: 229-238.
- Pacheco, E.B. & Da-Silva, C.J. (2009). Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacorore-Sinha Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69 (1): 101-108.
- Padial, A.A., Thomaz, S.M. & Agostinho, A.A. (2009). Effects of structural heterogeneity provided by the floating macrophyte *Eichhornia azurea* on the predation efficiency and habitat use of the small Neotropical fish *Moenkhausia sanctaefilomenae*. *Hidrobiologia*, 624: 161-170.
- Pelicice, F.M., Agostinho, A.A. & Thomaz, S.M. (2005). Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica*, 27:9-16.
- Pereira, P.R., Agostinho, C.S., Oliveira, R.J. & Marques, E.E. (2007). Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. *Neotropical Ichthyology*, 5(3):399-404.
- Pieczynska, E. (1993). Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review. *Hidrobiologia*, 251: 49-58.
- Prado, K.L.L., Freitas, C.E.C. & Soares, M.G.M. (2009). Assembleias de peixes associadas a diferentes bancos de macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. *Revista Colombiana Ciencias Animais*, 1: 185-201.
- Prado, K.L.L., Freitas, C.E.C. & Soares, M.G.M. (2010). Assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. *Biotemas*, 23: 131-142.
- Rodriguez, M.A. & Lewis Jr., W.M. (1994). Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia*, 99: 166-180.
- Saint-Paul, U., Zuanon, J., Villacorta Correa, M.A., Garcia, M., Fabré, N.N., Berger, U. & Junk, W.J. (2000). Fish communities in central Amazonian white and blackwater floodplains. *Environmental Biology Fisheries*, 57: 235-250.
- Sánchez-Botero, J.I. & Araújo-Lima, C.A.R.M. (2001). As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta Amazonica*, 31: 437-447.
- Sánchez-Botero, J.I., Farias, M.L., Piedade, M.T. & Garcez, D.S. (2003). Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25(2): 369-375.
- Santos, G.M., Ferreira, E.J.G. & Zuanon, J.A.S. (2006). *Peixes Comerciais de Manaus*. Manaus: Edições Ibama.
- Santos, G.M., Merona, B., Juras, A.A. & Jégu, M. (2004). *Peixes do Baixo rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí*. Brasília: Eletronorte.
- Scheffer, M., Houser, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275-279.
- Schiesari, L., Zuanon, J., Azevedo-Ramos, C., Garcia, M., Gordo, M., Messias, M. & Monteiro, E. (2003). Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the Lower Solimões River, Central Amazon. *Journal Tropical Ecology*, 19: 333-336.
- Scremin-Dias, E., Pott, V.J., Hora, R.C. & Souza, P.R. (1999). *Nos jardins submersos da Bodoquena - Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região*. Campo Grande: Editora UFMS.

- Soares, M.G.M., Freitas, C.E.C. & Oliveira, A.C.B. (2014) Assembleias de peixes associadas aos bancos de macrófitas aquáticas em lagos manejados da Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 44(1): 143-152.
- 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*, 62: 713-723.
- Soares, M.G.M., Costa, E.L., Siqueira-Souza, F.K., Anjos, H.D.B. & Yamamoto, K.C. (2011). *Peixes de Lagos do Médio Rio Solimões* (2a. ed). Manaus: Reggo Edições.
- Stewart, J.D., Ibarra, M. & Barriga-Salazar, R. (2002). Comparison of deep-river and adjacent sandy-beach fish assemblages in the Napo river basin, eastern Ecuador. *Copeia*, 2: 333-343.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M. & Bozelli, R.L. (2007). Flood increase similarity among aquatic habitat in river - floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579: 1-13.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River ecosystems*. San Diego: Academic Press.