

# Impacto do assoreamento sobre a diversidade de peixes em igarapés de um complexo vegetacional de campinarana no noroeste do Acre, Brasil

## Impact of siltation on fish diversity in streams of a campinarana vegetational complex in northwestern Brazil

Werther Pereira Ramalho<sup>1</sup>  
wertherpereira@hotmail.com

Monik da Silveira Susçuarana<sup>1</sup>  
monik\_bio@hotmail.com

Jhon Jairo López-Rojas<sup>1</sup>  
lopezrojasjj@gmail.com

Lucena Virgílio Rocha<sup>1</sup>  
lucena\_gymnor@hotmail.com

Erlei Cassiano Keppeler<sup>2</sup>  
erleikeppeler@gmail.com

Lisandro Juno Soares Vieira<sup>1</sup>  
lisandrojsv@gmail.com

### Resumo

Diversos fatores podem levar à deterioração da qualidade das águas e à destruição de ambientes aquáticos, exercendo influência profunda e negativa sobre a estrutura das comunidades de peixes. Nesse sentido, foi investigada a existência de alterações nos parâmetros físicos e químicos da água e na diversidade e na composição da fauna de peixes decorrentes do assoreamento em igarapés de uma área de um complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil. Em cada igarapé, foram selecionados dois trechos de 50 metros para a realização das coletas, sendo um trecho em processo de assoreamento e outro sem tal efeito. Não foram constatadas variações significativas nos parâmetros físicos e químicos entre os trechos assoreados e não assoreados. Trechos dos igarapés sobre influência do assoreamento apresentaram valores maiores de riqueza e diversidade de peixes em relação aos trechos não assoreados. Adicionalmente, os trechos assoreados apresentaram uma espécie psamófila como indicadora, enquanto os não assoreados apresentaram uma espécie bento-pelágica. Os resultados mostram a importância da análise de atributos das comunidades de peixes na avaliação dos processos de degradação do ambiente aquático por ações antrópicas.

**Palavras-chave:** ictiofauna, bacia Amazônica, campinarana vegetational complex, turbidez, assembleias.

### Abstract

Several factors lead to the deterioration of water quality and destruction of aquatic environments, exerting a profound and negative influence on the structure of fish communities. In this work, the existence of changes in physical and chemical parameters of water, diversity and composition of the fish fauna, resulting from the silting of streams, was investigated in a campinarana vegetational complex in Northwestern Acre State, Brazil. In order to perform the assessments, two stretches of 50 meters were selected from each stream; one with and the other without sedimentation. No significant differences were found in the physical and chemical parameters between silted and non-silted samples. Samples taken from streams influenced by sedimentation showed higher species richness and diversity of fishes than non-silted streams. In addition, a psammophilous species was found as an indicator in silted streams, whereas a bento-pelagic species was an indicator in non-silted streams. Results show the importance to analyse fish community attributes in evaluating the processes of degradation of the aquatic environment by human activities.

**Keywords:** ichthyofauna, Amazon basin, campinarana, turbidity, assemblages.

<sup>1</sup> Universidade Federal do Acre, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. BR 364, Km 04, Caixa Postal 69915-900, Rio Branco, AC, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal do Acre, Centro Multidisciplinar, Campus Floresta. Canela Fina, Km 05, Gleba Formoso, Caixa Postal 69980-000, Cruzeiro do Sul, AC, Brasil.

## Introdução

A fauna de peixes de água doce neotropical é a mais diversificada e rica dentre os trópicos, uma característica compartilhada com comunidades vegetais e animais das baixas latitudes (Lowe-McConnell, 1987; Reis *et al.*, 2003; Froese e Pauly, 2013). A ictiofauna de água doce mais rica do mundo está na bacia Amazônica, com aproximadamente 2.416 espécies e 2.072 endemismos (Lévêque *et al.*, 2008). Essa riqueza se deve não apenas à sua grande extensão, mas também a fatores históricos, heterogeneidade ecológica e complexidade geomorfológica (Goulding *et al.*, 2003). Todavia, o conhecimento sobre a diversidade dessa fauna é ainda incompleto, como atestam as dezenas de espécies frequentemente descritas atualmente, sendo, portanto, a riqueza total efetiva provavelmente muito maior. Recentemente, estudos sobre composição de espécies (Lowe-McConnell, 1987; Sabino e Zuanon, 1998; Reis *et al.*, 2003; Buckup *et al.*, 2007) e sobre a influência dos fatores ambientais (Araújo-Lima *et al.*, 1999; Bührnheim e Cox-Fernandes, 2001; Bührnheim, 2002; Casatti, 2004; Cunico *et al.*, 2006; Felipe e Suárez, 2010) sobre a distribuição das espécies de peixes têm se intensificado, dada a percepção da fragilidade desse grupo frente à degradação do habitat e das alterações das características físicas e químicas da água (Felipe e Suárez, 2010).

Considerados os mais ameaçados do mundo (Sala *et al.*, 2000), os ecossistemas de água doce têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas. Entender como alterações ambientais afetam a integridade do ecossistema aquático é um grande desafio para o conhecimento dos recursos aquáticos e sua conservação (Casatti, 2004). Os principais processos prejudiciais observados em função das atividades humanas nas bacias de drenagem são poluição e eu-

trofização, assoreamento, construção de barragens e controle de cheias, pesca e introdução de espécies (Goulart e Callisto, 2003; Agostinho *et al.*, 2005; Alves *et al.*, 2008). Como consequência, tem sido observada uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (Dudgeon *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2008; Felipe e Suárez, 2010).

A análise dos efeitos do assoreamento utilizando assembleias de peixes como indicadores ecológicos são pouco conhecidos na literatura (Casatti, 2004). Sabe-se que o assoreamento exerce um profundo impacto negativo na riqueza, na composição e na abundância das espécies de peixes (Berkman e Rabeni, 1987; Rabeni e Smale, 1995; Bojsen e Barriga, 2002), o que frequentemente ocasiona redução na produtividade e na diversidade como consequência principalmente da limitação do habitat utilizável (Berkman e Rabeni, 1987; Goch, 2007). O assoreamento pode afetar as assembleias de peixes através de vários mecanismos, incluindo o estresse fisiológico do entupimento das brânquias e de outras superfícies sensíveis, sufocamento de ovos e larvas, interrupção da alimentação normal e outras atividades dependentes da visão (Rabeni e Smale, 1995). Como consequência, a deposição de sedimentos finos em larga escala pode causar a extinção de espécies de peixes que dependem diretamente do substrato de fundo para a alimentação e a reprodução (Casatti, 2004).

O complexo vegetacional campinarana engloba um mosaico de formações não florestais, porém, não savânicas, com ocorrência esporádica, mas frequente em toda a região Amazônica (Richards, 1996; Silveira, 2003). Esse conjunto de fisionomias florestais sobre areia branca é relativamente pequeno em extensão e ecologicamente único em função das adaptações às condições de pobreza nutricional do solo, à sazonalidade do regime hídrico e da diversidade de ambientes.

Adicionalmente, a campinarana também representa um dos ecossistemas amazônicos mais frágeis e vulneráveis às atividades antrópicas. Na região estudada, as áreas mais afetadas pelas ações antrópicas estão localizadas especialmente ao longo das margens da BR 307. Essa estrada corta e acompanha um longo trecho de vegetação sobre areia branca, facilitando o estabelecimento de plantações, a exploração seletiva de madeira e a exploração não licenciada da areia (Silveira, 2003), além de ser responsável por alterações ambientais nos ecossistemas hídricos como consequência do material particulado carregado a partir do solo exposto. O presente estudo tem como objetivo testar as seguintes hipóteses: (H<sub>1</sub>) As alterações no habitat aquático produzidas pelos assoreamentos alteram os parâmetros físicos e químicos da água; (H<sub>2</sub>) Existe diferença na diversidade e na composição da fauna de peixes entre os trechos assoreados e não-assoreados de cinco igarapés de baixa ordem de um complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil.

## Material e métodos

### Área de estudo

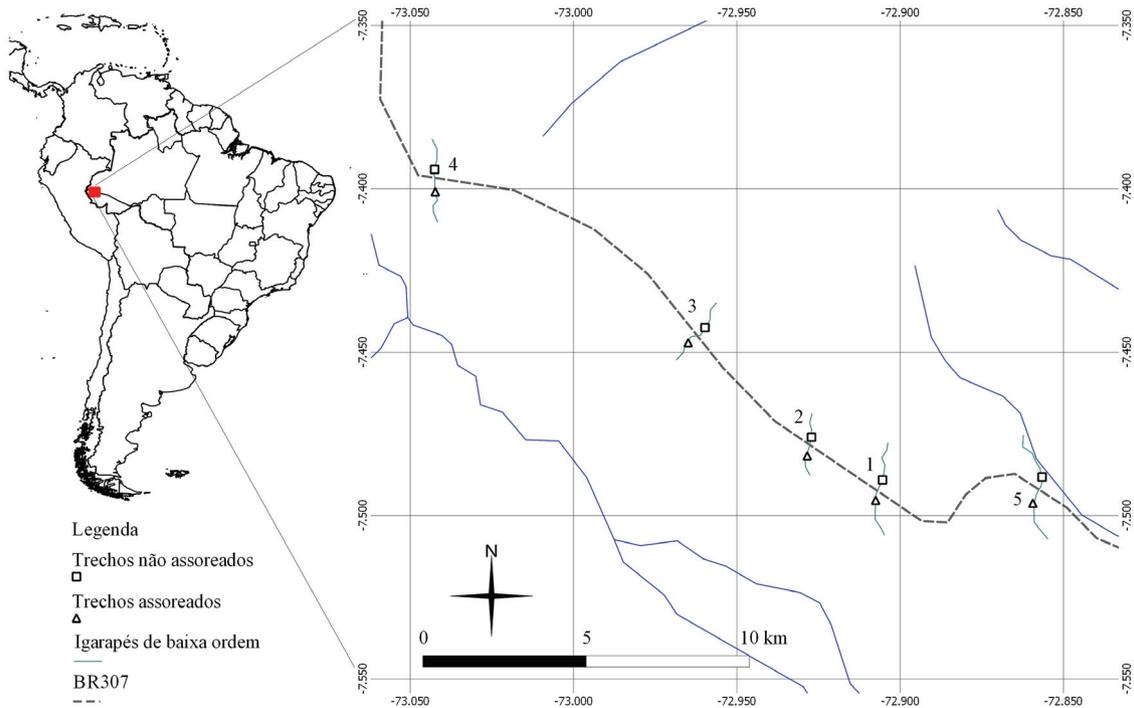
O presente estudo foi realizado em cinco igarapés de água preta localizados no complexo vegetacional de campinarana sobre areias brancas às margens da BR-307, município de Mâncio Lima, estado do Acre, Brasil (Figura 1). Em cada igarapé, foram selecionados dois trechos de 50 m para realização das coletas de peixes e variáveis limnológicas, sendo um trecho que não sofre assoreamento localizado a montante da BR (M1, M2, M3, M4 e M5) e o segundo trecho localizado a jusante (J1, J2, J3, J4 e J5), onde ocorre assoreamento devido à areia carregada pela chuva para os igarapés (Figura 2), totalizando 10 pontos amostrais.

Os dez pontos foram amostrados uma vez no turno vespertino entre os dias 1 e 7 de dezembro de 2012. Esse pe-

ríodo de amostragem corresponde ao período chuvoso na região Amazônica, quando os níveis de água dos igarapés de baixa ordem estão elevados e quando o nível de assoreamento é alto devido ao carregamento da areia durante as chuvas.

Com auxílio de sonda limnológica multiparâmetros, modelo YSI6600V2, foram obtidos os seguintes parâmetros físicos e químicos da água: oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), pH, temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), condutividade elétrica da água ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ), profundidade (cm)

e turbidez (UNT). Após medir as variáveis ambientais, o trecho de 50 m foi cercado em suas extremidades com redes de malha de 5 mm para evitar a fuga de peixes durante a coleta. Os peixes foram capturados utilizando puçás de malha fina, operados por



**Figura 1.** Localização de cinco igarapés amostrados em complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil.  
**Figure 1.** Location of five streams sampled in a campinarana vegetational complex in Northwestern Acre State, Brazil.



**Figura 2.** Trechos não assoreado (A) e assoreado (B) de um igarapé amostrado em complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil.  
**Figure 2.** Non silted (A) and silted (B) stretches in a stream sampled in a campinarana vegetational complex in Northwestern Acre State, Brazil.

duas pessoas durante 1 hora ao longo dos 50 m. Os peixes coletados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, fixados em formol 10% e depositados na Coleção Ictiológica da Universidade Federal do Acre.

### Análise de dados

As variáveis físicas e químicas obtidas em cada unidade amostral foram descritas através da estatística descritiva (média  $\pm$  desvio padrão), e possíveis diferenças entre ambientes assoreados e não assoreados foram testadas a partir de testes-t pareados (Zar, 1999).

Com o intuito de verificar a efetividade das amostragens nos cinco igarapés estudados, foi gerada uma curva de acumulação de espécies a partir do número de indivíduos coletados em cada ponto amostral. A extrapolação da curva de acumulação de espécies observadas foi realizada a partir de 999 aleatorizações, utilizando o estimador não paramétrico Jack-knife de primeira ordem, no programa EstimateS 9.1.0 (Colwell e Coddington, 1994; Colwell, 2013). Para caracterizar a diversidade nas assembleias de peixes, foi obtida a estatística descritiva de riqueza rarefeita (S) e abundância (N) por unidade amostral (trechos). Possíveis diferenças significativas nestes parâmetros entre trechos assoreados e não assoreados foram avaliadas de forma pareada através do teste-t para duas amostras dependentes. Adicionalmente, o índice de diversidade de Shannon foi obtido para cada unidade amostral e comparado entre trechos de um mesmo igarapé através do teste-t para Shannon (Zar, 1999), utilizando o software PAST (Hammer *et al.*, 2001). As dominâncias foram comparadas por meio de Curvas do Componente de Dominância ou Diagrama de Whittaker, obtidas através da ordenação das espécies a partir das mais abundantes para as mais raras no eixo das abscissas e colocando o logaritmo das abundâncias no eixo das ordenadas. Assim, o comprimento da curva indica a riqueza

de espécies e a sua inclinação permite uma medida de equitabilidade. Curvas maiores e menos inclinadas possuem mais espécies e maior equitabilidade, ou seja, menor dominância (Magurran, 2004). O teste de Kolmogorov-Smirnov foi utilizado para testar a existência de diferenças na inclinação e no comprimento das curvas.

Para verificar a associação das espécies a um determinado ambiente, foi utilizado o Teste de Espécies Indicadoras (IndVal) de Dufrene e Legendre (1997). Todos os valores foram submetidos a 1.000 randomizações de Monte Carlo para verificar espécies de distribuição não-aleatórias nos trechos amostrados. As espécies que apresentaram valor de  $p \leq 0,05$  foram consideradas como indicadoras dos grupos de trechos assoreados e não assoreados. Esse teste analisa a fidelidade e a especificidade das espécies a uma determinada variável, servindo para mensurar o grau de associação (Campos *et al.*, 2013). A análise foi realizada no software R (R Core Team, 2014) a partir da função “indval” no pacote “labdsv” (Roberts, 2013).

A análise de modelos nulos *C-score* foi utilizada para obter um padrão de coocorrência das espécies de peixes e testar se os ambientes assoreados e não assoreados estariam selecionando espécies com características ecomorfológicas similares. Para isso, foram utilizadas matrizes binárias de presença/ausência, nas quais as colunas correspondiam às espécies, e as linhas, aos trechos. Um modelo nulo (equiprovável-equiprovável) foi construído aleatorizando a ocorrência das espécies e assumindo que os ambientes são equiprováveis, ou seja, a probabilidade de cada espécie ocorrer dentro dos trechos daquele ambiente é a mesma (Gotelli e Graves, 1996). O *C-score* é a média de todos os pares possíveis de espécies que ocorrem pelo menos uma vez na matriz. Quanto maior o índice *C* calculado, mais segregada se encontra a organização das espécies. Dessa forma, se o valor de *C-score* for significativamente menor do que o gerado

pelo modelo nulo, os pares de espécies que tendem a coocorrer mais frequentemente do que o esperado ao acaso, apresentam características morfofuncionais ou de história de vida que favorecem a ocupação dos ambientes onde coocorrem. Por outro lado, se os valores de *C-score* forem significativamente maiores, poderíamos interpretar que mecanismos de interação interespecíficos atuam na partilha dos novos ambientes, e que espécies com características ecomorfológicas ou de história de vida similares tendem a promover a exclusão competitiva (Nomura *et al.*, 2012). Para realizar essa comparação, a matriz original de presença/ausência foi submetida a 999 simulações utilizando o comando “oecosimu” do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2013) no software R (R Core Team, 2014).

## Resultados

### Estrutura dos igarapés

De maneira geral, os valores obtidos indicam águas levemente ácidas, temperatura considerada média, baixa condutividade, concentrações de oxigênio próximas às de saturação e grande variação na profundidade. Não encontramos diferenças significativas para as variáveis físicas e químicas entre os trechos assoreados e não assoreados (Tabela 1). Em trechos não assoreados, o substrato foi predominantemente composto por cascalho, troncos, folhiços e raízes, enquanto, em ambientes assoreados, o substrato apresentou-se predominantemente arenoso com reduzida quantidade de cascalho, folhiço e troncos.

### Diversidade íctica

Foi coletado um total de 1.515 espécimes de peixes, pertencentes a quatro ordens, 18 famílias e 34 espécies. Characiformes constituiu o grupo de maior riqueza e abundância, com as 15 espécies desse grupo representando 82,4% do número total de exemplares

coletados. A família Characidae, pertencente à ordem Characiformes, foi a mais representativa quanto à riqueza, com sete espécies. As espécies mais abundantes foram *Hemigrammus bellottii* (Steindachner, 1882), *Apistogramma* gr. *regani* Kullander, 1980 e *Nannostomus marginatus* Eigenmann, 1909, representando juntas 76,24% do total de espécimes coletados (Tabela 2). As curvas de acumulação de espécies indicam que a riqueza foi complementar a cada amostragem, porém, sem tendências de estabilização, com a riqueza observada representando 73% do esperado para os igarapés pelo estimador Jack-knife de primeira ordem (Figura 3).

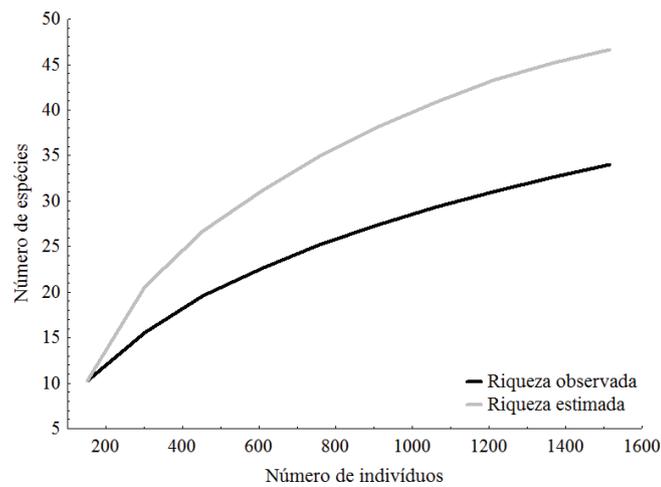
A riqueza rarefeita variou entre 15,6 e 34 espécies (média =  $26,13 \pm 7,24$ ) nos trechos assoreados e entre 10,2 e 32,6 (média =  $23,37 \pm 8,82$ ) nos não-assoreados, enquanto a abundância variou entre sete e 189 espécimes (média =  $106,00 \pm 1,52$ ) nos trechos assoreados e entre 41 e 391 (média =  $197,00 \pm 126,57$ ) nos não assoreados. Foi encontrada diferença significativa no parâmetro riqueza rarefeita entre os trechos assoreados e não assoreados ( $t = -3,82$ ;  $p = 0,01$ ). As estimativas de diversidade geradas para os trechos também variaram, com índices significativamente maiores em trechos assoreados dos igarapés um, três e quatro (Tabela 3). Da mesma forma, as curvas de Whittaker sugerem a existência de diferenças quanto ao padrão de abundância (inclinação das curvas) e riqueza (comprimento das curvas), sendo que os trechos assoreados produziram curvas com menor inclinação (menor dominância) e maior comprimento (maior riqueza) em relação aos não assoreados (Kolmogorov-Smirnov = 0,43;  $p = 0,01$ ; Figura 4). Ambas as curvas se ajustaram ao padrão log-normal (assoreado:  $X^2 = 1,84$ ;  $p = 0,60$  – não assoreado:  $X^2 = 1,94$ ;  $p = 0,58$ ).

Houve alternância entre a composição de espécies dominantes nos dois ambientes analisados. Em ambientes assoreados, *H. bellottii*, *Apistogramma*

**Tabela 1.** Comparação entre as médias das variáveis físicas e químicas para trechos assoreados e não assoreados de cinco igarapés amostrados em complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil.

**Table 1.** Comparison between the means of physical and chemical variables for silted and non-silted stretches in five streams sampled in a campinarana vegetation complex in northwestern Acre State, Brazil.

Variável	Assoreado (Média ± DP)	Não Assoreado (Média ± DP)	t	p
Temp (°C)	25,27 ± 1,36	24,76 ± 0,73	0,92	0,40
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	5,39 ± 1,71	5,35 ± 1,85	0,05	0,95
pH	5,16 ± 0,40	5,31 ± 0,44	-0,73	0,50
Cond (µS.cm <sup>-1</sup> )	5,40 ± 2,70	6,00 ± 3,16	-2,44	0,07
Turb (UNT)	30,00 ± 49,62	3,04 ± 4,07	1,21	0,29
Prof (cm)	69,57 ± 19,71	70,29 ± 36,45	-0,06	0,95



**Figura 3.** Curvas de acumulação de espécies observadas e estimadas (Jack-knife 1) para cinco igarapés amostrados em complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil.

**Figure 3.** Accumulation curves of observed and estimated species (Jack-knife 1) in five streams sampled in a campinarana vegetational complex in Northwestern Acre State, Brazil.

gr. *regani*, *Knodus orteguasae* (Fowler, 1943), *Tatia* sp. e *Gymnorhamphichthys petiti* Géry e Vu, 1964 foram dominantes com 78,3% do total de espécimes coletados, enquanto em ambientes não assoreados *H. bellottii*, *N. marginatus*, *Apistogramma* gr. *regani*, *K. orteguasae* e *Copella nigrofasciata* (Meinken, 1952) foram dominantes com 91,07% do total de espécimes (Figura 4). Por meio do Teste de Espécies Indicadoras, foi observado que *N. marginatus* (IndVal = 0,80;  $p = 0,03$ ; 999 permutações) possui uma forte associação com ambientes a montante

e *G. petiti* (IndVal = 0,80;  $p = 0,03$ ; 999 permutações) com ambientes a jusante da BR.

O resultado das análises de coocorrência ( $C$ -score) das espécies sugere que essa distribuição não é ao acaso nas assembleias. O índice de coocorrência das espécies, tanto a montante ( $C$ -score<sub>observado</sub> = 0,48;  $C$ -score<sub>simulado</sub> = 0,10;  $p < 0,01$ ; 999 permutações) quanto a jusante ( $C$ -score<sub>observado</sub> = 0,66;  $C$ -score<sub>simulado</sub> = 0,27;  $p < 0,01$ ; 999 permutações) foram significativamente maiores do que o esperado ao acaso pelo modelo nulo.

**Tabela 2.** Espécies amostradas em cinco igarapés em complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil, e suas respectivas abundâncias (N) e dominâncias (D).

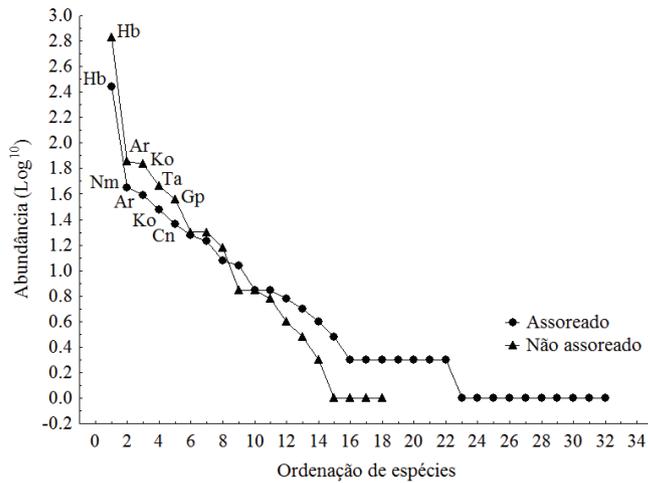
**Table 2.** Species sampled in five streams in a campinarana vegetational complex in Northwestern Acre State, Brazil, and their abundances (N) and dominances (D).

Taxon	Trechos amostrados										N	D	
	M1	J1	M2	J2	M3	J3	M4	J4	M5	J5			
<b>Ordem Characiformes</b>													
<b>Família Acestrorhynchidae</b>													
<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913								1				1	0,00
<b>Família Characidae</b>													
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)								1				1	0,00
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	86	33	361	153	146	32	78	58	3	2	952	0,63	
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)								2			2	0,00	
<i>Hyphessobrycon bentosi</i> Durbin, 1908							1	1			2	0,00	
<i>Knodus ortegasae</i> (Fowler, 1943)	2	7	1	3	25		18	29			85	0,06	
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope, 1870								2			2	0,00	
<i>Phenacogaster microstictus</i> Eigenmann, 1909								1			1	0,00	
<b>Família Crenuchidae</b>													
<i>Crenuchus spirulus</i> Günther, 1863	17		3								20	0,01	
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993		1	2	2	5	16					26	0,02	
<b>Família Erythrinidae</b>													
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)								2			2	0,00	
<b>Família Gasteropelecidae</b>													
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)							7	11			18	0,01	
<b>Família Lebiasinidae</b>													
<i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952)	12	3			8	2			16	2	43	0,03	
<i>Nannostomus marginatus</i> Eigenmann, 1909	5	1	12		8	5	33	11	14		89	0,06	
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903								4			4	0,00	
<b>Ordem Cyprinodontiformes</b>													
<b>Família Rivulidae</b>													
<i>Rivulus</i> sp.	1					1					2	0,00	
<b>Ordem Gymnotiformes</b>													
<b>Família Gymnotidae</b>													
<i>Gymnotus ucamara</i> Crampton, Lovejoy & Albert, 2003								1			1	0,00	
<b>Família Hypopomidae</b>													
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i> (Hopkins, 1991)	1	1	2			5					9	0,01	
<i>Hypopygus lepturus</i> Hoedeman, 1962		4	1			2	3	1			11	0,01	
<b>Família Rhamphichthyidae</b>													
<i>Gymnorhamphichthys petiti</i> Géry & Vu, 1964		8		7		4		4			23	0,02	
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)		3		1		1					5	0,00	
<b>Família Sternopygidae</b>													
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)								1			1	0,00	
<b>Ordem Perciformes</b>													
<b>Família Cichlidae</b>													
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)					1						1	0,00	
<i>Apistogramma bitaeniata</i> Pellegrin, 1936						2					2	0,00	
<i>Apistogramma</i> gr. <i>Regani</i> Kullander, 1980	17	8	9	4	19	15	17	16	7	2	114	0,08	
<i>Cichlasoma</i> sp.	14	1							1	1	17	0,01	
<i>Crenicichla inpa</i> Ploeg, 1991							1	1			2	0,00	
<b>Ordem Siluriformes</b>													
<b>Família Auchenipteridae</b>													
<i>Tatia</i> sp.						2	20	28			50	0,03	
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)								1			1	0,00	
<b>Família Callichthyidae</b>													
<i>Corydoras elegans</i> Steindachner, 1876							2	12			14	0,01	
<b>Família Cetopsidae</b>													
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	2	2			2	1	2				9	0,01	
<b>Família Heptapteridae</b>													
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)		1		1							2	0,00	
<b>Família Loricariidae</b>													
<i>Loricaria</i> sp.								1			1	0,00	
<b>Família Trychomycteridae</b>													
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)				2							2	0,00	
<b>Abundância</b>	<b>157</b>	<b>73</b>	<b>391</b>	<b>173</b>	<b>214</b>	<b>88</b>	<b>182</b>	<b>189</b>	<b>41</b>	<b>7</b>	<b>1515</b>	<b>1,00</b>	
<b>Riqueza</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>13</b>	<b>11</b>	<b>22</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>34</b>	<b>-</b>	

**Tabela 3.** Comparação entre os valores de diversidade gerados pelo Índice de Shannon para trechos assoreados e não assoreados de cinco igarapés amostrados em complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil.

**Table 3.** Comparison between diversity values generated by Shannon index for silted and non-silted stretches in five streams sampled in a campinarana vegetational complex in Northwestern Acre State, Brazil.

Igarapés	H' Não Assoreado	H' Assoreado	t	p
1	1.47	1.80	-1.97	0.04
2	0.38	0.53	-1.44	0.14
3	1.11	1.87	-5.56	<0.001
4	1.68	2.17	-4.5	<0.001
5	1.26	1.13	0.59	0.56



**Figura 4.** Curvas de dominância para trechos assoreados e não assoreados de cinco igarapés amostrados em complexo vegetacional de campinarana no noroeste do estado do Acre, Brasil. Hb = *Hemigrammus bellottii*; Ar = *Apistogramma gr. regani*; Ko = *Knodus orteguassae*; Ta = *Tatia sp.*; Gp = *Gymnorhamphichthys petiti*; Nm = *Nannostomus marginatus*; Cn = *Copella nigrofasciata*.

**Figure 4.** Dominance curves for silted and non-silted stretches in five streams sampled in campinarana vegetational complex in Northwestern Acre State, Brazil. Hb = *Hemigrammus bellottii*; Ar = *Apistogramma gr. regani*; Ko = *Knodus orteguassae*; Ta = *Tatia sp.*; Gp = *Gymnorhamphichthys petiti*; Nm = *Nannostomus marginatus*; Cn = *Copella nigrofasciata*.

## Discussão

### Estrutura dos igarapés

Os valores dos parâmetros físicos e químicos observados no presente estudo foram similares aos verificados por Silva *et al.* (2012) no igarapé Jesumira, afluente do rio Môa, no Estado do Acre, em áreas desmatadas. Apesar de tal similaridade, a inexistência de diferenças significativas nos parâmetros entre os trechos a jusante e a montante sugere que esses valores, exceto para a turbi-

dez, não variam como consequência do assoreamento, nem caracterizam ambientes alterados. A estatística descritiva evidenciou a existência de grande variação nos valores de turbidez, com média alta em ambientes a jusante da ponte sobre a rodovia BR-364. Esse parâmetro está inserido entre os cinco fatores ambientais citados por Karr *et al.* (1986), os quais, quando alterados, provocam estresse em componentes bióticos de ecossistemas de rios e igarapés. Na região das campinaranas, trechos dos igarapés atravessados por estra-

das não asfaltadas, além dos fatores negativos citados por Silveira (2003), estão sujeitos a um processo de assoreamento mais acelerado, devido à ausência de vegetação e à facilitação do carregamento de material particulado provenientes do solo arenoso. Além disso, o substrato de fundo em todos os igarapés foi alterado, sendo o fundo constituído por cascalho, folhiço e troncos em trechos a montante, substituído predominantemente por areia em trechos a jusante, o que também caracteriza um processo de assoreamento (Berkman e Rabeni, 1987).

### Diversidade íctica

A grande diversidade de peixes existente na região neotropical tem sido relatada para uma série de cursos d'água, principalmente na Amazônia brasileira (Lowe-McConnell, 1987; Oliveira *et al.*, 2009; Barros *et al.*, 2011; Claro-García *et al.*, 2013). Os valores de riqueza e abundância obtidos para os igarapés amostrados assemelham-se ao padrão encontrado para outros cursos d'água neotropicais, caracterizados principalmente pela dominância de poucas espécies das ordens Characiformes, Gymnotiformes e Siluriformes, ou seja, pela superordem Ostariophysi (Lowe-McConnell, 1987; Castro, 1999; Anjos *et al.*, 2008).

A riqueza e a abundância de espécies são atributos tipicamente usados para caracterizar a estrutura das comunidades de peixes e podem ser utilizados como medidas importantes da biodiversidade, servindo como base para análises ecológicas e estratégias de conservação (Anjos e Zuanon, 2007). Nos igarapés estudados, a riqueza rarefeita e a diversidade aumentaram em direção aos trechos a jusante, coincidindo com resultados encontrados para ambientes naturais (Abes e Agostinho, 2001; Cunico *et al.*, 2006). Basicamente, o aumento nos valores desses atributos ocorreu em função da presença de espécies raras e da diminuição da abundância de espécies

consideradas dominantes em trechos a montante, como *H. bellottii* e *Apistogamma* gr. *regani*. Entretanto, as modificações no substrato de fundo, o aumento da turbidez e a restrição e forte associação de espécies psamófilas, tais como *Gymnorhamphichthys rondoni* (Miranda Ribeiro, 1920) e *G. petiti* (Zuanon *et al.*, 2006) aos trechos a jusante, indicam influência do assoreamento sobre as assembleias icticas desses igarapés.

Diversos estudos abordando a influência do assoreamento sobre a estrutura das assembleias de peixes têm indicado que o assoreamento pode afetar negativamente, principalmente espécies de hábito bentônico que utilizam o substrato para alimentação ou reprodução (Rabeni e Smale, 1995; Hughes e Oberdorff, 1999; Casatti, 2004). Interferências nas relações tróficas, em ambientes assoreados, têm sido registradas principalmente quanto à redução da diversidade, à densidade e à riqueza de espécies de insetos com o aumento da sedimentação, o que restringe à dieta de peixes insetívoros (Brusven e Prather, 1974; Melo *et al.*, 2004). No caso de peixes algívoros, interferências na dieta podem ocorrer com a redução na produção de algas como consequência do aumento da turbidez e do desenvolvimento de um substrato menos estável para fixação (Berkman e Rabeni, 1987; Teresa e Casatti, 2010). Outros estudos demonstram que os peixes podem ser mais afetados por alterações nas condições de reprodução e desova do que por alterações na alimentação. O assoreamento pode degradar áreas de desova, causando mudanças comportamentais e afetar as taxas de desenvolvimento e sobrevivência dos peixes, dos ovos e das larvas (Rinne e Medina, 1989).

Entretanto, os resultados expostos não corroboram a maioria dos estudos realizados anteriormente, pois, dentre as espécies raras encontradas a jusante, grande parte trata-se de Gymnotiformes e Siluriformes com hábito bentônico, como *Pimelodella*

*gracilis* (Valenciennes, 1835) (Barros *et al.*, 2011), *Loricaria* sp. (Mazzoni *et al.*, 2010), *Gymnotus ucumara* (Crampton, Lovejoy e Albert, 2003) (Crampton *et al.*, 2003), *Itugranis amazonicus* (Steindachner, 1882) (Le Bail *et al.*, 2000) e *Sternopygus macrurus* (Bloch e Schneider, 1801) (Ortega e Vari, 1986). Outras espécies, como *Coridoras elegans* Steindachner, 1876 (Aranha *et al.*, 1993; Cassatti, 2004; Froese e Pauly, 2013) e *Tatia* sp. (Froese e Pauly, 2013), também associadas ao hábito bentônico, foram visivelmente mais abundantes em trechos a jusante, ou seja, ambientes assoreados. Resultados semelhantes foram encontrados por Casatti (2004) e por Mol e Ouboter (2004) para outras bacias hidrográficas. Casatti (2004), que comparou a ictiofauna de um córrego assoreado e outro não assoreado da bacia do Paraná, em Teodoro Sampaio, Estado de São Paulo, associou a abundância da espécie bentônica invertívora *Coridoras aeneus* (Gill, 1858) em ambientes assoreados com a maior disponibilidade de poças de areias marginais rasas, microhabitat utilizado pela espécie, propondo que a alta porcentagem de bentônicos invertívoros nem sempre indica integridade. Em outro estudo realizado no Suriname, feito por Mol e Ouboter (2004), foi encontrada uma riqueza similar de espécies de Characiformes, Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes entre um córrego assoreado e outro não-assoreado, o que levou os autores a classificar a composição da ictiofauna impactada como aberrante. Nesse estudo, a presença das várias espécies de hábito bentônico em ambientes assoreados indica que, assim como verificado por Casatti (2004), os distúrbios ocorrentes até o momento não interferiram na ocupação desses ambientes por espécies com tais exigências, situação esta que pode não ser considerada estável com o aumento dos níveis de assoreamento.

Distúrbios pouco frequentes e de baixa magnitude são suportados pe-

las comunidades biológicas e podem influenciar na manutenção da diversidade de espécies, como previsto pela teoria do distúrbio intermediário (Connell, 1978). De fato, a maior diversidade de peixes encontrada em trechos assoreados no presente trabalho parece refletir o aumento da heterogeneidade do habitat, selecionando espécies funcionalmente diferentes. A não formação de grupos de espécies coocorrentes, tanto a jusante quanto a montante, também reforça o fato de que ambos os ambientes não estão selecionando grupos de espécies ecologicamente semelhantes. Entretanto, como esperado para qualquer distúrbio frequente, existe uma tendência lógica de redução da diversidade como consequência da homogeneização do habitat e da redução da profundidade, permitindo que espécies resistentes e adaptadas ao substrato arenoso se tornem dominantes, alterando a organização das assembleias e reduzindo a diversidade local (Margalef, 1963; Rabeni e Smale, 1995; Casatti, 2004; Felipe e Suárez, 2010).

Neste estudo, duas espécies foram importantes como indicadoras dos ambientes: *G. petiti* para ambientes assoreados e *N. marginatus* para não assoreados. O substrato de fundo modificado pelo depósito de areia foi o principal fator responsável pela forte associação de *G. petiti* com trechos assoreados de quatro dos cinco igarapés estudados. Espécies do gênero *Gymnorhamphichthys* são conhecidas pela forte dependência de depósitos de areia, utilizando-os como microhabitat seguro para descanso durante o dia e como local de forrageamento e fuga contra predadores durante a noite, além da alimentação especializada em larvas de insetos que ali habitam (Zuanon *et al.*, 2006). Por outro lado, as alterações no substrato também podem ter contribuído para a redução da abundância de *N. marginatus* em ambientes assoreados e para sua forte associação com ambientes não assoreados, uma vez que essa espécie

bento-pelágica utiliza frequentemente bancos de liteira e troncos como abrigo contra predadores (Anjos, 2007; Froese e Pauly, 2013).

## Conclusão

Os parâmetros físicos e químicos obtidos nos cinco igarapés não diferiram entre trechos assoreados e não assoreados, mas os resultados sugerem indícios de aumento na turbidez nos ambientes assoreados como consequência do carreamento de material particulado advindo do solo arenoso exposto pela BR. Trechos em processo de assoreamento, localizados a jusante da BR, apresentaram maior diversidade de peixes, o que é explicado principalmente pela recente transformação do hábitat e pela seleção desses ambientes por espécies funcionalmente diferentes. Entretanto, existe uma tendência de redução da diversidade com o aumento da frequência dos distúrbios causados pelo assoreamento. Por fim, esses resultados mostram a importância da inclusão dos peixes e das métricas de diversidade na avaliação dos processos de degradação do ambiente aquático por ações antrópicas, servindo como base fundamental para tomadas de decisões quanto à gestão e à conservação dos recursos hídricos.

## Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) e à Universidade Federal do Acre (UFAC) pelo apoio e pelas bolsas concedidas aos alunos; aos professores Elder Morato e Marcos Silveira pelo incentivo e pelo apoio logístico; a Helen Hiley pela revisão do inglês; a dois revisores anônimos que contribuíram com correções e sugestões para uma melhor estruturação deste trabalho. Pesquisa realizada sob licença do ICMBio nº14772.

## Referências

- ABES, S.S.; AGOSTINHO, A.A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná river basin, Brazil. *Hydrobiologia*, **445**(1-3):217-227. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017538720502>
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, **1**(1):70-78.
- ALVES, C.B.M.; LEAL, C.G.; DE BRITO, M.F.G.; SANTOS, A.C.A. 2008. Biodiversidade e conservação de peixes do Complexo do Espinhaço. *Megadiversidade*, **4**(12):177-196.
- ANJOS, H.D.B. 2007. *Efeitos da fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de igarapés da zona urbana de Manaus, Amazonas*. Manaus, Amazonas. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 101 p. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252007000100006>
- ANJOS, H.D.B.; ZUANON, J.; BRAGA, T.M.P.; SOUSA, K.N.S. 2008. Fish, upper Purus River, state of Acre, Brazil. *Check List*, **4**(2):198-213.
- ANJOS, M.B.; ZUANON, J. 2007. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **5**(1):45-52.
- ARANHA, J.M.R.; CARAMASCHI, E.P.; CARAMASCHI, U. 1993. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). *Revista Brasileira de Zoologia*, **10**(3):453-466. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751993000300013>
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; JIMÉNEZ, L.F.; OLIVEIRA, R.S.; ETEROVICK, P.C.; MENDONZA, U.; JEROZOLIMKI, A. 1999. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade do hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **11**(2):127-135.
- BARROS, D.F.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P.; ESPÍRITO SANTO, H.M.V.; GALUCH, A.V.; ALBERNAZ, A.L.M. 2011. The fish fauna of streams in the Madeira-Purus interfluvial region, Brazilian Amazon. *Check List*, **7**(6):768-773.
- BERKMAN, H.E.; RABENI, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, **18**(4):285-294. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00004881>
- BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, **47**:2246-2260. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00956.x>
- BRUSVEN, M.A.; PRATHER, K.V. 1974. Influence of stream sedimentation distribution on macrobenthos. *Journal of the Entomological Society of British Columbia*, **71**:25-32.
- BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro, Museu Nacional, 195 p.
- BÜHRNHEIM, C.M. 2002. Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembleias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **19**(3):889-905. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752002000300026>
- BÜHRNHEIM, C.M.; COX FERNANDES, C. 2001. Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **12**(1):65-78.
- CAMPOS, V.A.; ODA, F.H.; JUEN, L.; BARTH, A.; DARTORA, A. 2013. Composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em três diferentes habitat em um agrossistema no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotropica*, **13**(1):124-132. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000100014>
- CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **64**(4):757-765. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000500004>
- CASTRO, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: E.P. CARAMASCHI; P.R. PERES-NETO (orgs.), *Ecologia de peixes de riachos*. Série Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, PPEG-UFRJ, p. 139-155.
- CLARO-GARCÍA, A.; VIEIRA, L.J.S.V.; JARDULI, L.R.; ABRAHÃO, V.P.; SHIBATTA, O.A. 2013. Fishes (Osteichthyes: Actinopterygii) from igarapés of the rio Acre basin, Brazilian Amazon. *Check List*, **9**(6):1410-1438.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)*, **345**:101-118. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, **199**:1302-1310. <http://dx.doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- COLWELL, R.K. 2013. EstimateS (version 9.1.0) - Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Available at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. Accessed on: 22/08/2014.
- CRAMPTON, W.G.R.; LOVEJOY, N.R.; ALBERT, J.S. 2003. *Gymnotus ucumara*: a new species of neotropical electric fish from the Peruvian Amazon (Ostariophysi: Gymnotidae), with notes on ecology and electric organ discharges. *Zootaxa*, **277**:1-18.
- CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**(4):1101-1110. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000400018>

- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R.J.; PRIEUR-RICHARD, A.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Review*, **81**(2):163-182. <http://dx.doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67**(3):345-366.
- FELIPE, T.R.A.; SÚAREZ, Y.R. 2010. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, alto rio Paraná. *Biota Neotropica*, **10**(2):143-151. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000200018>
- FROESE, R.; PAULY, F. 2013. FishBase. World Wide Web electronic publication. Version (06/2013). Available at: <http://www.fishbase.org/>. Accessed on: 08/08/2013.
- GOCH, Y.G.F. 2007. *Efeitos do assoreamento sobre as comunidades de peixes de igarapés da bacia do Rio Urucu, Coari, Amazonas, Brasil*. Manaus, AM. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 96 p.
- GOTELLI, N.J.; GRAVES, G.R. 1996. *Null models in ecology*. Washington, Smithsonian Institution Press, 368 p.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, **2**(1):1-9.
- GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. 2003. *The Smithsonian atlas of the Amazon*. Washington, Smithsonian Institution Press, 253 p.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologica Electronica*, **4**(1):1-9.
- HUGHES, R.M.; OBERDORFF, T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: T.P. SIMON (org), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities*. Boca Raton, CRC Press, p. 79-93.
- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running water, a method and its rationale. Available at: [http://limnorefences.missouristate.edu/assets/limnorefences/Karr\\_et\\_al\\_1986.pdf](http://limnorefences.missouristate.edu/assets/limnorefences/Karr_et_al_1986.pdf). Accessed on: 22/08/2014.
- LE BAIL, P.Y.; KEITH, P.; PLANQUETTE, P. 2000. *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, fascicule II: Siluriformes*. Paris, Patrimoines Naturel, 307 p.
- LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M.L.J.; TEDESCO, P.A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**:545-567. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9034-0>
- LOWE-MCCONNEL, R.H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge, Cambridge University Press, 382 p. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511721892>
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science, 256 p.
- MARGALEF, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. *The American Naturalist*, **97**(897):357-374. <http://dx.doi.org/10.1086/282286>
- MAZZONI, R.; REZENDE, C.F.; MANNA, L.R. 2010. Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a costal stream from Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **70**(3):569-574. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000300013>
- MELO, C.E.; MACHADO, F.A.; PINTO-SILVA, V. 2004. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology*, **2**(1):37-44. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252004000100006>
- MOL, J.H.; OUBOTER, P.E. 2004. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical forest stream. *Conservation Biology*, **18**:201-214. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00080.x>
- NOMURA, F.; MACIEL, N.M.; PEREIRA, E.B.; BASTOS, R.P. 2012. Diversidade de anuros (Amphibia) em áreas recuperadas de atividade mineradora e de plantio de *Eucalyptus urophylla*, no Brasil Central. *Bioscience Journal*, **28**(2):312-324.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, H. WAGNER. 2013. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-4. Available at: <http://vegan.r-forge.r-project.org/>. Accessed on: 22/08/2014.
- OLIVEIRA, R.R.; ROCHA, M.S.; ANJOS, M.B.; ZUANON, J.; PY-DANIEL, L.H.R. 2009. Fish fauna of small streams of the Catua-Ipixuna Extractive Reserve, State of Amazonas, Brazil. *Check List*, **5**(2):154-172.
- ORTEGA, H.; VARI, R.P. 1986. Annotated checklist of the freshwater fishes of Peru. *Smithsonian Contributions to Zoology*, **437**:1-25.
- R CORE TEAM. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org/>. Accessed on: 22/08/2014.
- RABENI, C.F.; SMALE, M.A. 1995. Effects on siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia*, **303**:211-219. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00034058>
- REIS, R.E.; KULLANDER, O.; FERRARIS JR, C.J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, EDIPUCRS, 729 p.
- RICHARDS, P.W. 1996. *The tropical rainforests: an ecological study*. Cambridge, Cambridge University Press, 559 p.
- RINNE, J.N.; MEDINA, A.L. 1989. Factors influencing salmonid populations in six headwater streams, central Arizona, U.S.A. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, **35**(3-4):515-532.
- ROBERTS, D.W. 2013. Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R Package version 1.6-1. Available at: <http://ecology.msu.montana.edu/labds/R>. Accessed on: 22/08/2014.
- SABINO, J.; ZUANON, J. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, **8**(3):201-210.
- SALA, O.E.; CHAPIN III, F.S.; ARMESTO, J.J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L.F.; JACKSON, R.B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D.M.; MOONEY, H.A.; OESTERHELD, M.; POFF, N.L.; SYKES, M.T.; WALKER, B.H.; WALKER, M.; WALL, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**:1770-1774. <http://dx.doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- SILVA, E.S.; KEPPELER, E.C.; SILVERIO, J.F. 2012. Composição do zooplankton do Igarapé Jesumira, localizado numa área desmatada no Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brasil. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, **33**(2):201-210.
- SILVEIRA, M. 2003. Vegetação e flora das campinaranas do sudoeste amazônico. SOS Amazônica: Relatório Técnico, 28 p.
- TERESA, B.T.; CASATTI, L. 2010. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **5**(3):444-453.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. New Jersey, Prentice-Hall, 663 p.
- ZUANON, J.; BOCKMANN, F.A.; SAZIMA, I. 2006. A remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, **4**(1):107-118. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252006000100012>

Submitted on April 01, 2014.

Accepted on May 30, 2014.