

Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembléias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Brasil

Cristina Motta Bührnheim¹

ABSTRACT. Habitat heterogeneity: riffles x pools on fish assemblages of Central Amazonian rainforest streams. Assemblage structure is related to predictable patterns of species composition, richness, and abundance. Stream habitat heterogeneity can be approached by two markedly hydrological sorts, riffles and pools, mainly featured by current, depth and substrate. Riffle and pool effect was studied on fish assemblages of three headwater *terra firme* rainforest streams in Urubu River basin, Central Amazonia, by 30-minute diurnal bank-side observational sampling intervals in which specimens were identified and counted. Twenty four habitats were chosen, eight by stream, four riffles and four pools, for sampling in four trimestral periods in 1996 and 1997. The observations resulted in 754 specimens of 19 species. The most abundant species were: *Pyrrhulina brevis* Steindachner, 1975, *Hemigrammus* gr. *ocellifer*, *Hyphessobrycon* aff. *melazonatus* Durbin in Eigenmann, 1908, *Hyphessobrycon* aff. *heterorhabdus* (Ulrey, 1864), *Iguanodectes variatus* Géry, 1993, *Nannostomus marginatus* Eigenmann, 1909, and *Aequidens pallidus* (Heckel, 1840). Riffles comprised 215 specimens of 15 species, and pools 537 specimens of 17 species. Segregation of assemblages through riffles and pools was explained by a trend of greater species richness and abundance in pools. This pattern might be related to several factors such as higher resource availability and inactivity of nocturnal predator in pools.

KEY WORDS. Amazonia, fish assemblage structure, riffles and pools, species richness, composition, and abundance, bank-side observational sampling

A heterogeneidade de habitats em riachos neotropicais influi na distribuição espacial das assembléias de peixes em função de variações espaciais longitudinais, como o aumento gradual do volume d'água, e verticais, definindo micro-habitats (UIEDA 1984; ANGEMEIER & KARR 1983; GARUTTI 1988; SABINO & CASTRO 1990; SILVA 1993; UIEDA *et al.* 1997). A utilização diferencial de habitats pode também ser influenciada pelo período de atividade das espécies (LOWE-MCCONNELL 1964; HELFMAN 1978; SABINO & ZUANON 1998). Muitos estudos em riachos têm baseado a definição de habitat principalmente em variáveis físicas como substrato, profundidade e correnteza (GORMAN & KARR 1978; SCHLOSSER 1982; MOYLE & SENANAYAKE 1984; MOYLE & VONDRACEK 1985; GORMAN 1987; RINCÓN 1999; BÜHRNHEIM 1999). Entre os primeiros trabalhos com distribuição longitudinal de peixes em riachos, a influência de habitats rasos com forte correnteza, geralmente com substrato pedregoso, chamados de *riffles*, e habitats fundos, de menor correnteza e substrato mais

1) Laboratório de Zoologia, Departamento de Biologia, Universidade do Amazonas. Avenida Rodrigo Otávio Jordão Ramos 3000, Aleixo, 69077-000 Manaus, Amazonas, Brasil. E-mail: cmbuhrn@yahoo.com.br

particulado, os *pools*, foi indicada como um importante fator espacial a ser avaliado na estrutura de assembléias de peixes de riachos (KUEHNE 1962; SHELDON 1968). ANGEMEIER & KARR (1984), investigando gradientes ambientais em nove riachos de floresta no Panamá, concluíram que seis guildas estavam mais concentradas em habitats profundos, os *pools*. Portanto, os habitats, definidos por condições abióticas físicas, influem na distribuição espacial dos peixes, embora condições bióticas, como predação e competição, também determinem padrões estruturais nas assembléias de peixes de riachos (POWER 1987; HARVEY & STEWART 1991), ou ainda outros fatores, como os histórico-evolutivos, que em conjunto podem esclarecer possíveis padrões em ecologia de peixes de riachos (MATTHEWS 1998).

Nos riachos de floresta de terra firme da Amazônia Central, regionalmente conhecidos como igarapés e não sujeitos ao regime periódico de inundações das terras baixas, a distribuição espacial das assembléias de peixes parece não estar relacionada à competição por alimento, disponível em todas as zonas dos igarapés (KNÖPPEL 1970; SOARES 1979), bem como à sazonalidade (BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001). Entretanto, mesmo sem consumidores especialistas, um alto grau de organização espacial estratificado, reforçando uma provável baixa competição interespecífica por alimento, foi encontrado em uma comunidade de peixes da serapilheira submersa do igarapé Tarumã-Mirim, Amazônia Central, embora em área de floresta inundável (HENDERSON & WALKER 1990). Diferenças na distribuição espacial de peixes em igarapés de terra firme indicam preferência por microhabitats, como ambientes marginais superficiais por *Pyrrhulina* spp. e meia-água para caracídeos como *Hemigrammus* spp. (SILVA 1993; SABINO & ZUANON 1998). No entanto, estes estudos não enfocaram o diferencial *riffle/pool*, habitats rasos e fundos, na estrutura das assembléias de peixes de igarapés de terra firme.

Nos cursos superiores, os igarapés apresentam o padrão geomorfológico de *riffle/pool*: (1) os *riffles*, habitats rasos, de correnteza forte e substrato arenoso com ramificações de raízes, pedaços de tronco e, ocasionalmente, pedras de arenito e (2) os *pools*, habitats fundos, com menor correnteza e substrato constituído de detrito fino, lama, folhas e pedaços de tronco sobre a areia (FITTKAU 1967). A heterogeneidade longitudinal no nível *riffle/pool* é indicada como uma das perspectivas fundamentais para estudos em riachos (FRISSELL *et al.* 1986) e tem sido considerada em estudos de distribuição de peixes de riachos do sudeste brasileiro (UIEDA *et al.* 1997; MAZZONI & IGLESIAS-RIOS 2002). Porém, apenas foi exclusivamente enfocada por BÜHRNHEIM (1999), que encontrou diferenças de abundância entre habitats rasos e fundos em assembléias de peixes de igarapés de terra firme na bacia do rio Urubu. Mesmo assim, considerando diferenças no período de atividade dos peixes neotropicais (LOWE-MCCONNELL 1964, 1987), as assembléias de peixes estudadas por BÜHRNHEIM (1999) restringiram-se a um quadro noturno da influência de habitats rasos/fundos, sendo obtido em amostragens por captura à noite. Ainda em BÜHRNHEIM (1999) apenas avaliou-se a abundância de espécies nestes biótopos. No presente trabalho avalia-se o efeito destes habitats rasos/fundos nas assembléias de peixes nos mesmos igarapés estudados em BÜHRNHEIM (1999), por amostragem diurna através de observações supra-aquáticas, à margem do curso d'água, comparando composição, riqueza e abundância de espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Os três igarapés amostrados integram as cabeceiras de drenagem da bacia do rio Urubu, afluente da margem esquerda do curso médio do rio Amazonas. O estudo foi desenvolvido na área de reservas florestais administradas pelo Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, convênio entre Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Smithsonian Institution (PDBFF – INPA/SI). As reservas situam-se por volta de 80-100km ao norte de Manaus (2°30'S, 60°59'W), com acesso pelas rodovias BR-174 (Manaus – Boa Vista) e ZF-3. Nas reservas 1501, 1401 e 3304, numeração do PDBFF, foram escolhidos três igarapés de segunda ordem na escala de Horton-Strahler (PETTS 1994) em floresta de terra firme. Cada igarapé é referido de acordo com a reserva ou fazenda de sua localização: igarapé 41 (2°28'S, 59°46'W), igarapé Gavião (2°27'S, 59°51'W) e igarapé Porto Alegre (02°24'S, 59°58'W) (mapa em BÜHRNHEIM 1999; BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001). Características gerais dos igarapés, como solo e vegetação, são descritas em BÜHRNHEIM & COX FERNANDES (2001). Nestes igarapés a água é clara, com pH variando entre 4,1-5,3, condutividade 6,8-10,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e temperatura entre 22-23,8°C.

Os habitats foram selecionados a partir de medidas de correnteza, profundidade e avaliação visual do substrato de acordo com limites definidos para caracterização de ambientes rasos (profundidade > 15 e < 25 cm, correnteza < 0,3 e > 0,1 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, substrato 50% de areia ou mais) e de ambientes fundos (profundidade > 35 cm, correnteza aproximadamente nula ou < 0,1 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, substrato com 50% de folhiço ou mais). A seleção dos habitats foi realizada ao longo de 350 m de cada igarapé. A velocidade da correnteza foi obtida pelo tempo em que uma placa de isopor (10 x 5 cm) percorreu a distância de 1,5m na superfície d'água. A profundidade foi obtida pelo cálculo da média aritmética de n pontos, incluindo o ponto de profundidade máxima, em uma linha transversal ao curso do igarapé. Na quantificação do substrato foram considerados os percentuais de folhas e areia na área total do habitat. Foram estabelecidos limites máximos em torno de três metros e mínimos de um metro, de largura e extensão, para cada habitat. Em cada igarapé foram escolhidos oito habitats, quatro rasos e quatro fundos, com uma distância mínima de cinco metros entre um e outro, totalizando 24 habitats. A cada período de coleta foi realizado o acompanhamento dos parâmetros físicos dos 24 habitats. Os habitats foram os mesmos amostrados em BÜHRNHEIM (1999).

Observações a partir da margem foram efetuadas de dia em cada habitat com o auxílio de um binóculo (10x24). Observação subaquática com utilização de *snorkel* não foi empregada pela constatação de inadequação do método a pequenos igarapés de segunda ordem da região. Em estudo no mesmo tipo de riacho (não publicado), períodos de 30 minutos de mergulho com *snorkel* não amostraram principalmente ciclídeos e eritrínídeos. Em 30 minutos de observação supra-aquática, da margem, os mesmos peixes foram abundantes. Pela dimensão do curso d'água (largura em torno de 1,5m e profundidade de 15-50 cm), o corpo do observador praticamente bloqueia o igarapé.

Para minimizar a possibilidade de recontagem de um mesmo indivíduo, apenas foi registrado mais de um indivíduo de uma espécie se estes fossem vistos

ao mesmo tempo no habitat ou se houvesse evidente diferença de tamanho. O método de amostragem foi o *scan sampling*, amostragem exploratória, no qual foram registradas todas as espécies presentes no intervalo de 30 minutos (MARTIN & BATESON 1994). Quatro períodos de amostragens trimestrais foram efetuados: dois em meses chuvosos (fevereiro/1997 e maio/1997) e dois em meses menos chuvosos (outubro-novembro/1996 e agosto/1997). A identificação das espécies de peixes foi baseada no conhecimento da ictiofauna local (BÜHRNHEIM 1999; BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001), que resultou em material dos mesmos igarapés disponível na Coleção de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas do Amazônia.

Os igarapés constituíram réplicas independentes, abrangendo quatro amostragens em cada tipo de habitat, raso/fundo. Os dados das quatro amostragens repetidas foram condensados em médias para cada tipo de habitat nos três igarapés, para minimizar as ocorrências nulas. As amostragens ao longo dos períodos de coletas foram consideradas independentes. Diferenças na riqueza de espécies foram testadas para os fatores habitat e igarapé por ANOVA de fator duplo (SOKAL & ROHLF 1981). Padrões de similaridade faunística entre habitats rasos e fundos, presença e ausência de espécies, foram identificados com o coeficiente de similaridade de Jaccard em um dendrograma UPGMA (KREBS 1989).

A abundância percentual ordenada das espécies no total das observações indicou as mais abundantes (abundância > 10%) nos dois habitats de cada igarapé. Os testes aplicados à abundância destas espécies foram Mann-Whitney, para o fator habitat, e Kruskal-Wallis, para o fator igarapé (SIEGEL 1975). Mann-Whitney foi aplicado também para o fator igarapé quando a espécie ocorreu apenas em dois igarapés. Padrões de similaridade de espécies abundantes nas assembléias foram identificados através de uma análise de agrupamento com o coeficiente de dissimilaridade de distância euclidiana média, que varia de 0 ao infinito, onde quanto maior for a distância, menor a similaridade (KREBS 1989). Um dendrograma UPGMA foi elaborado. Nesta análise a abundância foi condensada em médias do número de indivíduos de cada espécie para cada unidade de amostragem (habitat raso/fundo) dos igarapés.

Comparações entre as épocas (estações chuvosa x menos chuvosa, características da região) foram realizadas apenas para verificar se havia variação que pudesse interagir nas análises entre habitats e igarapés, mesmo considerando que em BÜHRNHEIM & COX FERNANDES (2001) foi constatada uma baixa sazonalidade para esta ictiofauna. As amostragens repetidas ao longo dos períodos de coletas são consideradas independentes nas análises, cada uma equivalendo a um n amostral, tendo sido aplicados testes Mann-Whitney (estações chuvosa x menos chuvosa) para cada espécie.

RESULTADOS

No geral, ao longo do estudo, os parâmetros físicos dos habitats seguiram o padrão estabelecido de caracterização raso/fundo (Tab. I). Alterações neste padrão, como aumentos em correnteza e profundidade e maior quantidade de areia ou menor de folhiço do que os estabelecidos, não implicaram na descaracterização dos habitats rasos ou fundos. Na época chuvosa, a descarga maior dos igarapés ocasionou o

arraste do substrato areia em habitats rasos, aumentando a profundidade, enquanto nos habitats fundos as folhas foram carregadas correnteza abaixo, aumentando o percentual de areia no substrato. Aumentos da correnteza superficial nos habitats fundos provavelmente ocorreram pelo deslocamento de troncos à montante.

Tabela I. Parâmetros físicos dos habitats em outubro-novembro/1996 (I), fevereiro (II), maio (III) e agosto-setembro/1997 (IV) nos igarapés. Largura máxima (Lmáx), Comprimento máximo (Cmáx).

Igarapé	Habitat	Profundidade (cm)				Correnteza (m.s ⁻¹)				Substrato				Tamanho (m)	
		I	II	III	IV	CI	CII	CIII	CIV	SI	SII	SIII	SIV	Lmáx	Cmáx
41	Raso	20	18	16	15	0,11	0,21	0,25	0,19	50% areia	45% areia	65% areia	50% areia	2,5	3,0
	Raso	16	15	17	15	0,21	0,30	0,25	0,25	80% areia	90% areia	90% areia	60% areia	2,3	3,3
	Raso	15	15	20	18	0,19	0,16	0,19	0,16	75% areia	85% areia	70% areia	50% areia	4,0	3,4
	Raso	15	12	14	15	0,15	0,15	0,25	0,19	85% areia	90% areia	80% areia	80% areia	3,0	3,1
	Fundo	37	44	48	46	Nula	Nula	Nula	Nula	80% folhíço	90% folhíço	90% folhíço	95% folhíço	2,6	2,0
	Fundo	45	40	50	47	Nula	0,03	Nula	0,07	90% folhíço	95% folhíço	90% folhíço	98% folhíço	1,8	1,8
	Fundo	49	42	43	39	Nula	Nula	Nula	Nula	65% folhíço	80% folhíço	90% folhíço	95% folhíço	3,5	2,0
	Fundo	51	49	56	52	0,08	0,08	0,19	0,15	70% folhíço	95% folhíço	50% folhíço	50% folhíço	2,6	2,7
Gavião	Raso	16	16	27	17	0,19	0,25	0,30	0,21	50% areia	85% areia	80% areia	90% areia	3,1	2,4
	Raso	17	16	22	18	0,21	0,30	0,25	0,19	90% areia	95% areia	95% areia	98% areia	3,4	3,0
	Raso	18	17	37	25	0,21	0,30	0,21	0,30	90% areia	95% areia	90% areia	95% areia	2,0	3,0
	Raso	17	19	37	25	0,30	0,21	0,25	0,30	85% areia	85% areia	90% areia	80% areia	4,6	3,0
	Fundo	83	49	61	54	Nula	0,03	0,14	0,03	50% folhíço	95% folhíço	60% areia	80% folhíço	2,5	3,0
	Fundo	38	37	56	42	0,07	0,08	0,11	0,19	80% folhíço	50% folhíço	75% areia	55% folhíço	2,2	3,0
	Fundo	60	61	73	63	0,03	0,08	0,16	0,09	85% folhíço	50% folhíço	55% areia	99% folhíço	2,4	3,6
	Fundo	61	67	73	62	Nula	Nula	Nula	Nula	90% folhíço	80% folhíço	80% areia	70% folhíço	2,3	3,4
Porto Alegre	Raso	23	19	27	22	0,11	0,11	0,21	0,14	50% areia	75% areia	60% areia	55% areia	2,2	2,6
	Raso	20	22	28	17	0,19	0,25	0,30	0,12	95% areia	90% areia	80% areia	90% areia	1,8	2,4
	Raso	17	22	24	16	0,19	0,12	0,25	0,16	60% areia	65% areia	50% areia	85% areia	1,3	2,7
	Raso	17	15	21	15	0,21	0,30	0,21	0,30	55% areia	85% areia	60% areia	50% areia	3,0	1,9
	Fundo	58	50	57	52	0,05	0,07	0,12	0,04	70% folhíço	55% folhíço	60% folhíço	60% folhíço	2,0	3,5
	Fundo	51	53	54	48	0,04	0,06	0,09	0,05	50% folhíço	50% folhíço	95% areia	60% folhíço	2,2	3,1
	Fundo	44	45	54	41	0,05	0,04	0,07	0,04	90% folhíço	75% folhíço	60% folhíço	90% folhíço	2,2	3,0
	Fundo	45	48	51	46	Nula	0,06	0,16	Nula	90% folhíço	85% folhíço	90% folhíço	99% folhíço	2,9	2,4

(*) Substituído por outro no segundo período de coletas. Obs.: em destaque parâmetros com alterações nos limites definidos para a caracterização dos habitats; nula = correnteza aproximadamente nula.

Quanto à composição da ictiofauna, foram observadas 19 espécies, sendo 15 em habitats rasos e 17 em habitats fundos (Tab. II). A riqueza de espécies apresentou efeito significativo do fator habitat (ANOVA, efeito habitat, $F_{(1,18)} = 4,32$, $p = 0,05$), onde há uma tendência de maior riqueza de espécies em habitats fundos para os três igarapés (Fig. 1). O fator época, estação chuvosa e menos chuvosa, não foi significativo na riqueza de espécies (ANOVA, $F_{(1,22)} = 0,21$, $p > 0,05$).

A análise de similaridade das assembléias de peixes mostrou três agrupamentos (Fig. 2): (1) um formado pelos habitats rasos e fundos do igarapé Gavião; (2) outro formado pelos habitats fundos dos igarapés 41 e Porto Alegre; e (3) externamente ao segundo grupo, os habitats rasos do 41 e Porto Alegre. Na tabela II, os habitats do igarapé Gavião distinguem-se pela presença exclusiva de *Hoplerythrinus unitaeniatus*

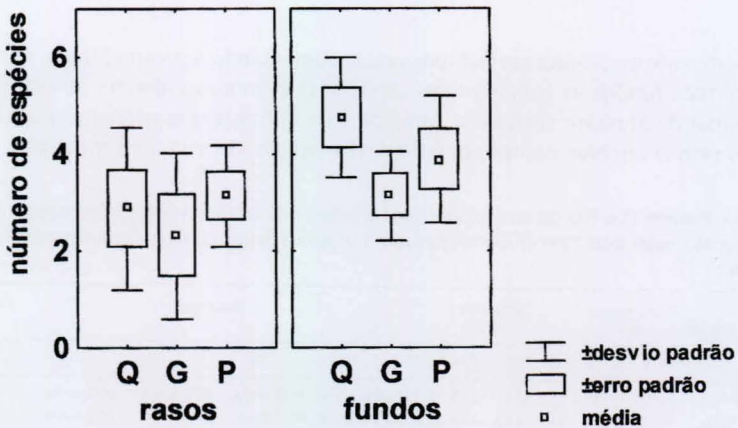


Fig. 1. Riqueza de espécies em habitats rasos e fundos dos igarapés 41 (Q), Gavião (G) e Porto Alegre (P).

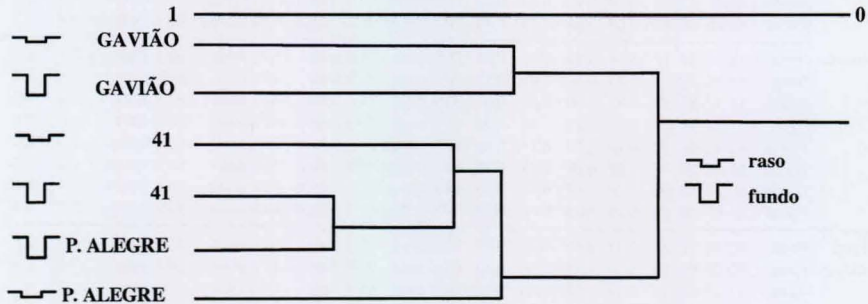


Fig. 2. Dendrograma com o agrupamento dos habitats rasos e fundos dos igarapés 41, Gavião e Porto Alegre, a partir do coeficiente de similaridade de Jaccard aplicado aos dados de presença e ausência de 19 espécies.

(Spix in Agassiz, 1829) *Ammocryptocharax elegans* Weitzman & Kanazawa, 1976, *Microcharacidium* sp., Anostomidae sp., *Moenkhausia* gr. *lepidura* e Characidae sp. Inversamente, não ocorrendo no igarapé Gavião, há a presença em comum de *Copella nigrofasciata* (Meinken, 1952) e *Erythrinus erythrinus* (Schneider, 1801) nos habitats fundos dos igarapés 41 e Porto Alegre, os quais, por sua vez, compartilham dez espécies (Tab. II). Foram exclusivamente encontradas apenas nos habitats rasos *Microcharacidium* sp. e *Rivulus compressus* Henn, 1916 e nos habitats fundos Anostomidae sp., *Bryconops inpai* Knöppel, Junk & Géry, 1968, Characidae sp. e *Crenicichla* gr. *saxatilis*.

Quanto à abundância, foram observados no total 752 exemplares (Tab. II), sendo 215 exemplares em habitats rasos e 537 exemplares em habitats fundos. As espécies mais abundantes foram: *Pyrrhulina brevis* Steindachner, 1975, *Hemigrammus* gr. *ocellifer*, *Hyphessobrycon* aff. *melazonatus* Durbin in Eigenmann, 1908 *Hyphessobrycon* aff. *heterorhabdus* (Ulrey, 1864), *Iguanodectes variatus*

Géry, 1993, *Nannostomus marginatus* Eigenmann, 1909 e *Aequidens pallidus* (Heckel, 1840). Estas estiveram presentes em ambos os tipos de habitats e nos três igarapés, exceto *H. aff. melazonatus* que não ocorreu no igarapé Porto Alegre e *A. pallidus* que não foi observada nos habitats rasos deste igarapé. Em uma comparação geral de abundância das assembléias, *P. brevis* foi dominante nos habitats rasos e fundos do igarapé 41 (Fig. 3a,b) e nos fundos do igarapé Porto Alegre (Fig. 3e). Este lebiasínídeo ainda representou quase 30% da abundância nos habitats rasos do igarapé Porto Alegre (Fig. 3f) e mais de 10% nos rasos do igarapé Gavião (Fig. 3d). *H. gr. ocellifer* predominou nos rasos do igarapé Porto Alegre (Fig. 3f) e foi a segunda mais abundante nos rasos e fundos dos igarapés 41 e nos fundos do igarapé Porto Alegre (Fig. 3e). Destacaram-se também *H. aff. melazonatus* com mais de 30% de abundância nos rasos do igarapé Gavião (Fig. 3d), onde foi dominante, e mais de 10% nos rasos e fundos do igarapé 41 (Fig. 3a,b) e *H. aff. heterorhabdus* como mais abundante nos fundos do igarapé Gavião (Fig. 3d), ainda representando mais de 15% nos rasos deste igarapé (Fig. 3c).

Tabela II. Composição da ictiofauna e número de indivíduos em habitats rasos e fundos nos igarapés.

Ordens/Famílias	Espécies	41		Gavião		Porto Alegre	
		Raso	Fundo	Raso	Fundo	Raso	Fundo
Characiformes							
Erythrinidae	<i>Erythrinus erythrinus</i> (Schneider, 1801)	1	7				2
	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix in Agassiz, 1829)			7	4		
Crenuchidae	<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa, 1976			7	3		
	<i>Microcharacidium</i> sp.			1			
Lebiasinidae	<i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952)		1			3	5
	<i>Nannostomus marginatus</i> Eigenmann, 1909	5	21	1	5	13	21
	<i>Pyrrhulina brevis</i> Steindachner, 1875	23	45	8	2	22	43
Anostomidae	Espécie não identificada				1		
Characidae	<i>Byconops inpai</i> Knöppel, Junk & Gerý, 1968		3				
	<i>Hemigrammus</i> gr. <i>coellifer</i>	12	42		2	24	38
	<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>melazonatus</i> Durbin in Eigenmann, 1908	8	25	23	11		
	<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i> (Ulrey, 1864)	1	9	11	56	1	4
	<i>Moenkhausia</i> gr. <i>lepidura</i>			1	4		
	<i>Iguanodectes variatus</i> Gerý, 1993	3	6		9	17	20
	Espécie não identificada				2		
	Espécies não identificadas (*)	6	4	6	10		1
	<i>Hyphessobrycon</i> sp. (*)	1	1	1	55		
Cyprinodontiformes							
Rivulidae	<i>Rivulus compressus</i> Henn, 1916	1					
Perciformes							
Cichlidae	<i>Aequidens pallidus</i> (Heckel, 1840)	1	17	3	13		21
	<i>Apistogramma steindachneri</i> (Regan, 1908)	2	2	1	5	1	2
	<i>Crenicichla</i> gr. <i>saxalis</i>		5		2		8
Total 752 exemplares	Rasos 215; fundos 537	64	188	70	184	81	165

(*) Espécie de Characidae, porém de identificação incerta.

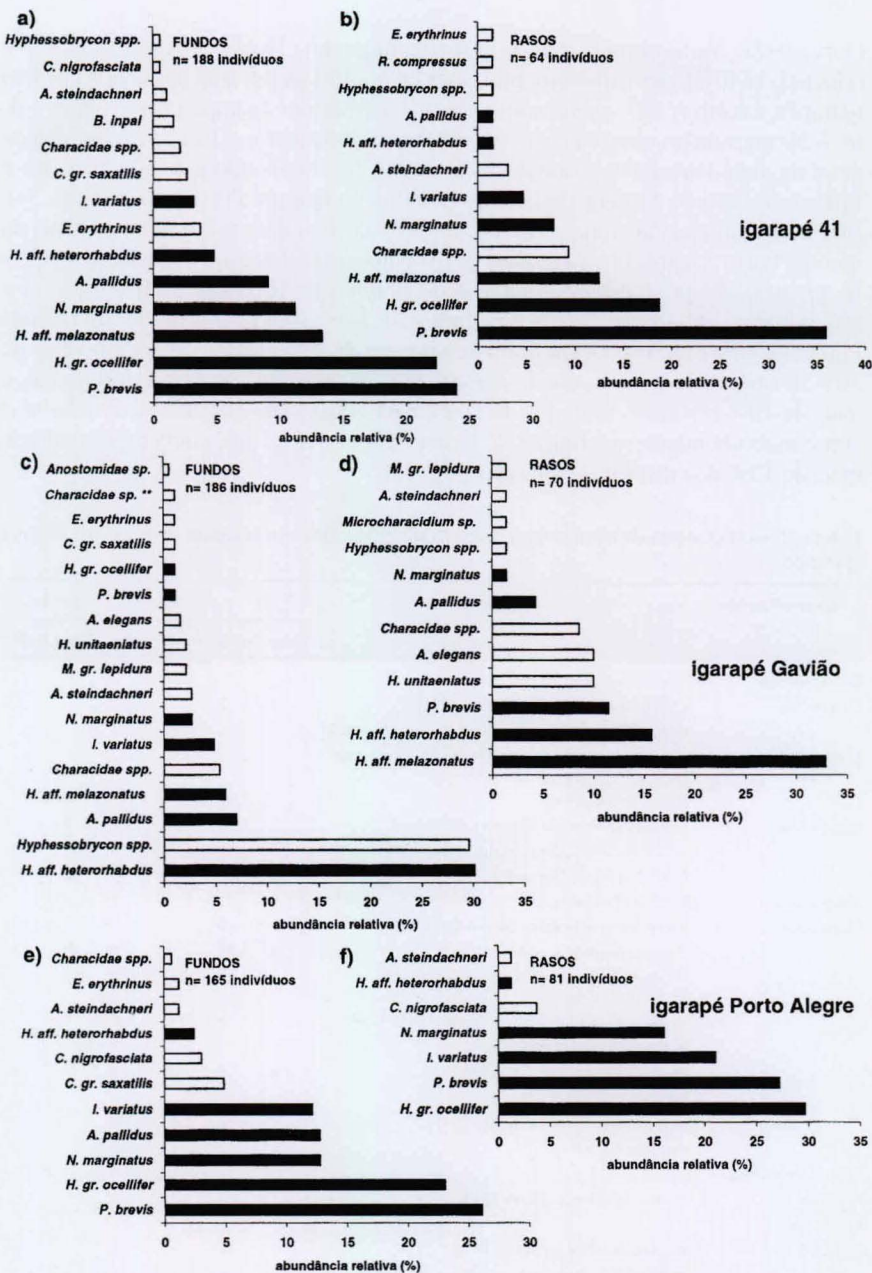


Fig. 3a-f. Abundância relativa das espécies nos habitats rasos e fundos dos igarapés 41, Gavião e Porto Alegre. Espécies consideradas abundantes, ao menos representando 10% no total de coletas, em barras pretas. ** Characidae sp., espécie não identificada.

Cinco espécies apresentaram diferenças significativas de abundância entre os igarapés (Tab. III e Fig. 4). *Hemigrammus* gr. *ocellifer* e *Nannostomus marginatus* foram menos abundantes no igarapé Gavião, ocorrendo o inverso com *Hyphessobrycon* aff. *heterorhabdus* (Fig. 4). *Iguanodectes variatus* foi mais abundante no igarapé Porto Alegre nos dois tipos de habitat (Fig. 4). Apenas *Aequidens pallidus* apresentou diferença significativa de abundância entre habitats (Tab. III), sendo mais abundante em habitats fundos nos três igarapés (Fig. 4). *Hyphessobrycon* aff. *melazonatus* foi a única espécie que apresentou diferenças significativas de abundância entre as épocas mais e menos chuvosa (Tab. III), com valores mais elevados na última (Fig. 5).

Tabela III. Espécies de peixes com valores significativos de abundância para os efeitos habitat, igarapé e época.

Espécies	Provas de Mann-Whitney		Provas de Kruskal-Wallis	
	Habitat	Época	Igarapé	
	p	p	H _(2,24)	p
<i>Pyrrhulina brevis</i> Steindachner, 1875	NS	NS	13,23	0,001 *
<i>Hemigrammus</i> gr. <i>ocellifer</i>	NS	NS	13,65	0,001 *
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>heterorhabdus</i> (Ulrey, 1864)	NS	NS	11,69	0,003 *
<i>Iguanodectes variatus</i> Gerý, 1993	NS	NS	11,78	0,003 *
<i>Nannostomus marginatus</i> Eigenmann, 1909	NS	NS	9,29	0,009 *
<i>Aequidens pallidus</i> (Heckel, 1840)	0,000 *	NS	0,01	NS
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>melazonatus</i> Durbin in Eigenmann, 1908	NS	0,009 *	NS (Mann-Whitney)	

Probabilidades das provas de Mann-Whitney ajustadas usando valores de Z; (*) significante, $p < 0,05$; (NS) não significante.

A similaridade entre os habitats rasos e fundos dos três igarapés, em relação às seis espécies mais abundantes, mostra os seguintes agrupamentos (Fig. 6): (1) um grupo com os habitats rasos dos três igarapés e o habitat fundo do Gavião e (2) outro grupo com os habitats fundos do 41 e do Porto Alegre. Este padrão provavelmente está relacionado à menor abundância geral nos habitats rasos dos igarapés (Fig. 2). O grupo formado por habitats fundos dos igarapés 41 e Porto Alegre pode ser devido à similaridade na abundância de *Pyrrhulina brevis*, *Hemigrammus* gr. *ocellifer*, *Nannostomus marginatus* e *Aequidens pallidus* nestes habitats (Tab. II e Fig. 4).

DISCUSSÃO

A metodologia de amostragem por observação nas margens do igarapé pode ser considerada uma abordagem adequada para estudos de peixes de igarapé de terra firme. Os resultados abrangeram espécies obtidas por captura nos mesmos habitats, igarapés (BÜHRNHEIM 1999), exceto espécies de hábitos noturnos (*Hoplias* sp., bagres e peixes elétricos) e *Crenuchus spilurus* Günther, 1863. Do total de 752 exemplares observados, 665 (88%) foram identificados, enquanto apenas 29 (4%) não foram identificados e 58 (8 %) ficaram em nível de gênero, *Hyphessobrycon* sp. (Tab. I). Este gênero de caracídeo, lambari (regionalmente conhecido como

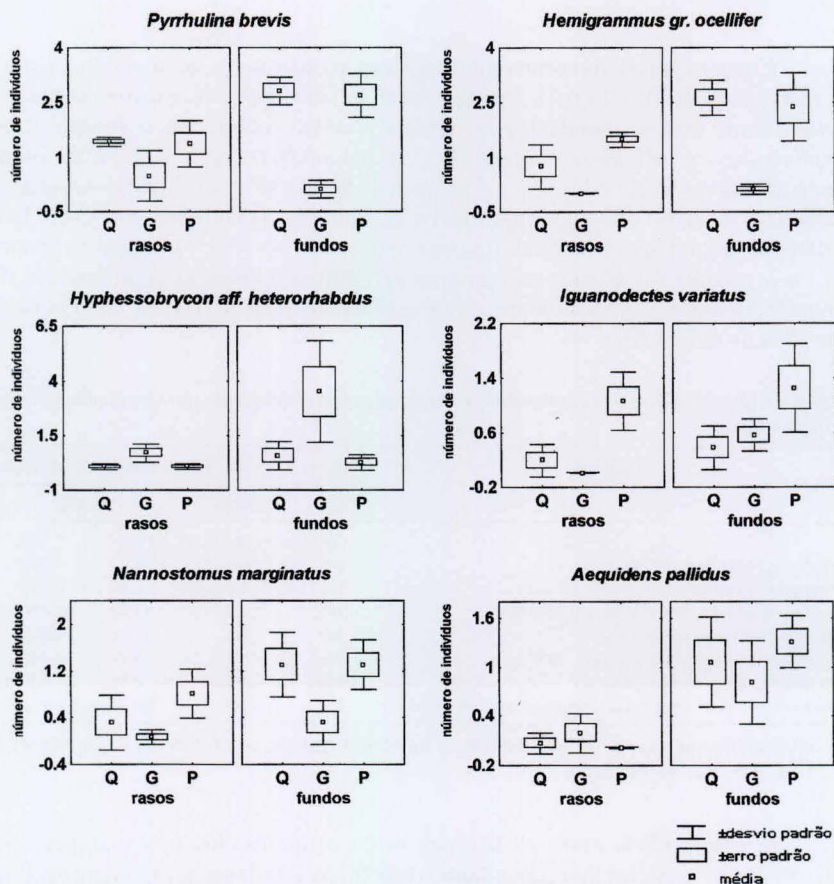


Fig. 4. Abundância de seis espécies em habitats rasos e fundos dos igarapés 41 (Q), Gavião (G) e Porto Alegre (P).

piaba), pelo pequeno porte e semelhança entre as duas espécies ocorrentes nos igarapés, foi o que apresentou maior dificuldade na identificação. Contudo, foi possível distingui-los principalmente pela mancha preta na base da nadadeira caudal de *H. aff. melazonatus* e sua ausência em *H. aff. heterorhabdus*.

Em qualquer censo o observador pode subestimar ou superestimar contagens (SALE & DOUGLAS 1981). Erros nas contagens podem ser considerados mínimos, pois no intervalo de 30 minutos o número de espécies observadas foi pequeno, no máximo oito espécies registradas em um habitat, e em geral, menos de 10 indivíduos para cada espécie. Diferenças de tamanho intra e inter-específicas e a permanência dos indivíduos nos habitats pelo menos durante os 30 minutos de observação facilitaram as contagens. Abordagens visuais, naturalísticas (SABINO 1999), são importantes para evitar perturbações à ictiofauna e vêm sendo empregadas não apenas na complementação de dados em ecologia de peixes de riachos (KRAMER 1978; UIEDA 1984), mas em trabalhos de ecologia comportamental (KEENLEYSIDE *et al.* 1990), história natural (SABINO &

geneidade de habitats raso/fundo. Outros fatores provavelmente relacionados às características locais de cada igarapé parecem atuar na estrutura das assembléias (BÜHRNHEIM 1999; BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001). Embora cada tipo de habitat, raso e fundo, tenha condições físico-químicas semelhantes entre os igarapés, há um efeito local influenciando a distribuição dos peixes nos habitats. A importância de fatores locais, provavelmente associados à disponibilidade de micro-habitats adequados a cada espécie, foi apontada por MATTHEWS (1986) como uma explicação para as diferenças ictiofaunísticas entre riachos de uma mesma ordem, chamadas de “interrupções da ictiofauna”, em uma avaliação da distribuição de peixes nas regiões oriental e central dos Estados Unidos. Porém, o efeito dos habitats rasos/fundos foi constatado pela maior abundância de *Aequidens pallidus* (Heckel 1840) nos habitats fundos e pelas tendência de maior riqueza e presença de determinadas espécies nos habitats fundos, como Anostomidae sp., *Bryconops inpai* Knöppel, Junk & Géry, 1968, Characidae sp. e *Crenicichla* gr. *saxatilis*, e nos habitats rasos *Rivulus compressus* Henn, 1916 e *Microcharacidium* sp., ainda que tenham sido pouco observadas. A preferência por locais mais fundos para *Bryconops* Kner, 1878 e Anostomidae, e de remanso para *Crenicichla* Heckel, 1840 é conhecida em riachos (SAUL 1975; LOWE-McCONNELL 1991; SABINO & ZUANON 1998). *Rivulus compressus* prefere biótopos rasos de água estagnada, margens de cursos d’água ou poças (BÜHRNHEIM 1999). Quanto à *Microcharacidium* sp., gênero de miniaturas que não atingem 30mm de comprimento padrão (WEITZMAN & VARI 1988), outra espécie, *M. geryi* Zarske, 1997 foi encontrada sobre fundo arenoso em riacho pequeno de pouca correnteza (ZARSKÉ 1997). A espécie observada foi encontrada em atividade sobre fundo arenoso, em meio à raízes na margem de um habitat raso, profundidade de cerca de 2 cm.

Em relação à amostragem diurna nos habitats, estes biótopos parecem desempenhar diferentes papéis no comportamento das espécies de acordo com o ciclo dia/noite, refletindo na estrutura das assembléias. O padrão de distribuição entre habitats rasos e fundos amostrados de dia diferiu do encontrado para assembléias amostradas à noite nos mesmos locais (BÜHRNHEIM 1999). Mesmo que os resultados sejam provenientes de dois tipos diferentes de amostragem, uma diurna por observações e outra noturna por captura, as diferenças entre as assembléias de dia e de noite podem estar refletindo padrões de distribuição distintos. Mudanças de distribuição espacial de acordo com o período do dia refletem hábitos comportamentais, sendo em geral uma característica em nível de família (HELFMAN 1978). LOWE-McCONNELL (1964), em uma generalização nos níveis de ordem e família, observou que as assembléias de peixes neotropicais são um reflexo da atividade noturna de Gymnotiformes e Siluriformes, e diurna de Characiformes e Cichlidae. Os peixes de igarapés de terra firme seguem este padrão, com raras exceções (e.g. o mandi diurno-crepuscular *Pimelodella gracilis* Valenciennes, 1836, Pimelodidae; observação pessoal).

No cenário diurno das assembléias de peixes de igarapé de terra firme houve uma tendência de número maior de espécies nos habitats fundos dos três igarapés. A expectativa de riqueza maior para habitats com maior profundidade e menor correnteza parece ser uma tendência geral em riachos (SHELDON 1968; SCHLOSSER 1982;

ANGEMEIER & KARR 1983; BART 1989; GELWICK 1990). Os habitats fundos são ambientes mais estáveis, que atenuam os efeitos de variações temporais, ou seja, têm menor variabilidade em suas características de correnteza, profundidade e substrato do que os habitats rasos (SCHLOSSER 1982). Assim, estes habitats são considerados ambientes mais favoráveis, além de proporcionarem maior recurso espacial e menor demanda energética para a manutenção do peixe na coluna d'água, já que a correnteza é lenta. CASATTI & CASTRO (1998) ainda destacam a relação entre a disponibilidade de alimento e a energia gasta para ocupar um nicho ecológico com forte correnteza, levando à predominância de peixes raspadores e larvófagos em comunidade de corredeira do rio São Francisco. Caracídeos com estratégia alimentar de "cata de itens arrastados pela corrente" à meia-água provavelmente preferem habitats fundos, mais lânticos, para forragear de dia pelo menor gasto energético. Entretanto, outros fatores que poderiam explicar a preferência diurna por habitats fundos seriam a inatividade de predadores noturnos de águas lânticas, mais fundas, e o risco de predação aérea por aves pescadoras nos habitats rasos, ambos importantes na distribuição de peixes de riachos (POWER 1984, 1987; POWER *et al.* 1989).

Comparando as assembléias diurna e noturna (BÜHRNHEIM 1999), sugere-se que há uma tendência de deslocamento dos peixes ativos de dia, ocupando preferencialmente os habitats fundos na coluna d'água, para pernoitar em habitats rasos nas margens. Deslocamentos de peixes diurnos para pernoites em áreas mais rasas ou abrigadas com vegetação têm sido associados ao risco de predação (HELFMAN 1978, 1981). Em riacho de clima temperado, a segregação espacial de guildas de cipriniformes foi relacionada a dois fatores, o risco de predação associado ao tamanho corporal e o micro-habitat, próximo das margens ou em água aberta (GORMAN 1987). A associação entre o tamanho dos peixes e o risco de predação é conhecida pelo princípio de "quanto maior o tamanho do peixe – mais fundo é seu habitat" (POWER 1987; HARVEY & STEWART 1991). Como a maioria das espécies nos igarapés de floresta de terra firme tem porte pequeno, caracíformes com comprimento total em geral menor do que 10cm, os habitats rasos com áreas marginais mais extensas podem constituir refúgios contra predadores noturnos (*Hoplias* sp., *Rhamdia* sp., *Gymnotus* sp.) coletados nos igarapés (BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001). Ainda que à noite hajam predadores aéreos noturnos, como morcegos piscívoros, *Noctilio* spp. De dia as espécies de pequeno porte saem das áreas marginais, entrando em atividade de preferência em habitats fundos. Conforme verificado por SILVA (1993), especialmente os Characidae, Tetragonopterinae, preferem a água aberta formando cardumes em locais mais fundos de dia, onde há maior oferta espacial na coluna d'água.

Em relação às espécies mais abundantes nos habitats rasos e fundos, estas abrangeram gêneros típicos de igarapés de terra firme da Amazônia, como *Pyrrhulina*, *Hemigrammus*, *Hyphessobrycon*, *Iguanodectes*, *Nannostomus* e *Aequidens* (KNÖPPEL 1970; SILVA 1993, 1995; SABINO & ZUANON 1998). Os gêneros em comum com os encontrados por SABINO & ZUANON (1998), concordam na atividade diurna, exceto o jeju *Erythrinus erythrinus* (Schneider, 1801). Este eritrínideo, muito ativo de dia, pode ter sido inibido pela presença do mergulhador no estudo de SABINO & ZUANON (1998).

Em abundância, os habitats tiveram efeito apenas para *Aequidens pallidus* (Heckel, 1840), com número maior de indivíduos em habitats fundos. Esta espécie, como a maioria dos ciclídeos, tem hábito de forrageio em fundo arenoso e é encontrada com frequência em locais mais fundos (observação pessoal da autora). As espécies mais abundantes de dia não corresponderam completamente àquelas amostradas à noite (BÜHRNHEIM 1999), sendo *A. pallidus* (Heckel, 1840) excluído e *Rivulus compressus* Henn, 1916 junto a um bagre *Helogenes marmoratus* Günther, 1863 adicionados ao quadro noturno. *Pyrrhulina brevis* à noite apresentou diferenças significativas de abundância entre habitats rasos e fundos, sendo mais abundante nos rasos (BÜHRNHEIM 1999). A espécie de dia não teve diferença entre os habitats. Isto é um reflexo da utilização das margens por *P. brevis* para repousar à noite, o que de dia não se repete porque esta em atividade ocupa margens tanto de habitats rasos como de fundos. De dia a abundância nos habitats de *Hyphessobrycon* aff. *heterorhabdus* e *Hemigrammus* gr. *ocellifer* seguiu o padrão noturno de BÜHRNHEIM (1999). No entanto, nos habitats rasos de dia há um número menor de ambas espécies, provavelmente explicado pelo deslocamento fundo-raso / dia-noite dos caraciformes de pequeno tamanho, inclusive os lebiasínídeos *P. brevis* e *Nannostomus marginatus*.

Quanto às condições específicas de cada igarapé, que parecem ter interferido nas diferenças entre habitats rasos e fundos, há dois aspectos discutidos em BÜHRNHEIM & COX FERNANDES (2001): (1) a diferenciação das assembléias do igarapé Gavião, provavelmente relacionada à magnitude da drenagem e (2) o número menor de espécies no igarapé Porto Alegre, talvez pela condição de fragmento florestal. A presença de espécies exclusivas, como *Moenkhausia* gr. *lepidura*, *Hoplerthrinus unitaeniatus*, *Ammocryptocharax elegans* e Anostomidae sp. no igarapé Gavião e a ausência marcante de *Hyphessobrycon* aff. *melazonatus* no igarapé Porto Alegre podem estar relacionadas a estes aspectos. O igarapé Gavião tem descarga maior do que os outros igarapés estudados, mesmo sendo classificado como de segunda ordem (BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001). Adições e substituições de espécies ao longo de um gradiente de magnitude são conhecidas em ictiofaunas de riachos (KUEHNE 1962; SHELDON 1968; HORWITZ 1978). Em riachos nas bacias dos rios Paraná (GARUTTI 1988) e Tietê UIEDA & BARRETO (1999) a adição de espécies foi a principal característica na sucessão longitudinal. Assim, por exemplo, *M. gr. lepidura* poderia ser uma espécie adicional, talvez presente em trechos inferiores, de descarga maior, dos igarapés 41 e Porto Alegre.

A ausência de *Hyphessobrycon* aff. *melazonatus* no igarapé Porto Alegre pode estar relacionada à condição de fragmento florestal da reserva na qual é situado o igarapé, considerando que no curso inferior deste houve desmatamento com alteração da vegetação ripária (BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001). No entanto, os habitats rasos e fundos do igarapé Porto Alegre aparentemente são semelhantes aos dos igarapés 41 e Gavião, sendo improvável que a indisponibilidade de microhabitats, por exemplo, explique a ausência de *H. aff. melazonatus* no igarapé Porto Alegre, como sugerido por MATTHEWS (1986). Por outro lado, o fator local inclui a história evolutiva da bacia de drenagem, que apresenta uma posição geográfica mais próxima entre os igarapés 41 e Gavião em relação ao Porto Alegre (mapa em

BÜHRNHEIM 1999 e BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001). Na verificação da diferença sazonal entre as estações, chuvosa e menos chuvosa, foram encontradas diferenças significativas na abundância de *H. aff. melazonatus* pelo menor número de indivíduos na estação chuvosa (também em amostragens noturnas nos mesmos habitats; dados não publicados). Essa diferença sazonal poderia refletir a expansão espacial dos indivíduos para outras áreas dos igarapés na estação chuvosa. Entretanto, nos igarapés 41 e Gavião variações na coluna d'água entre as estações foram mínimas em 1996-97, não atingindo 1m e, através de amostragens realizadas em trechos de 100m nestes igarapés, não foi encontrado efeito significativo das estações para *H. aff. melazonatus* (BÜHRNHEIM & COX FERNANDES 2001)

AGRADECIMENTOS. O estudo foi financiado pelo Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) do convênio Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e Smithsonian Institution (SI), em áreas de reservas cedidas pela SUFRAMA. Agradeço os assistentes de campo do PDBFF no acompanhamento das atividades e os referees Virgínia Sanches Uieda e outro anônimo pelas sugestões e correções. Contribuição nº 392 na série técnica do PDBFF.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGERMEIER, P.L. & J.R. KARR. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Env. Biol. Fish.*, Dordrecht, **9**: 117-135.
- BART JR., H.L. 1989. Fish habitat association in an Ozark stream. *Env. Biol. Fish.*, Dordrecht, **24**: 173-186.
- BÜHRNHEIM, C.M. 1999. Habitat abundance patterns of fish communities in three Amazonian rain forest streams, p. 63-74. *In*: A.L. VAL & V.M.F. ALMEIDA-VAL (Eds). *Biology of Tropical Fishes*. Manaus, INPA, 460p.
- BÜHRNHEIM, C.M. & C. COX FERNANDES. 2001. Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, München, **12** (1): 65-78.
- CASATTI, L. & R.M.C. CASTRO. 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, München, **9** (3): 229-242.
- FITTKAU, E.J. 1967. On the ecology of Amazonian rain-forest streams. *Atas do Simpósio sobre a Biota Amazônica*, Rio de Janeiro, **3**: 97-108.
- FRISSELL, C.A.; W.J. LISS; C.E. WARREN & M.D. HURLEY. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ. Manage.*, New York, **10**: 199-214.
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, Bacia do rio Paraná. *Rev. Brasil. Biol.*, Rio de Janeiro, **48**: 747-759.
- GELWICK, F.P. 1990. Longitudinal and temporal comparisons of riffle and pool fish assemblages in a Northeastern Oklahoma Ozark stream. *Copeia*, Lawrence, **4**: 1072-1082.
- GORMAN, O.T. 1987. Habitat segregation in an assemblage of minnows in an Ozark stream, p33-41. *In*: W.J. MATTHEWS & D.C. HEINS (Eds). *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes*. Oklahoma, Univ. Oklahoma Press, 269p.
- GORMAN, O.T. & J.R. KARR. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, Lawrence, **59**: 507-515.
- GROSSMAN, G.D. & M.C. FREEMAN. 1987. Microhabitat use in stream fish assemblage. *Jour. Zool. Lond.*, Cambridge, **212**: 141-176.
- HARVEY, B.C. & A. J. STEWART. 1991. Fish size and habitat depth relationships in headwater streams. *Oecologia*, New York, **87**: 336-342.

- HELFSMAN, G.S. 1978. Patterns of community structure in fishes: summary and overview. **Env. Biol. Fish.**, Dordrecht, **3**: 129-48.
- . 1981. Twilight activities and temporal structure in a freshwater fish community. **Can. Jour. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, **38**: 1405-1420.
- HENDERSON, P.A. & I. WALKER. 1990. Spatial organization and population density of the fish community of the litter banks within a central Amazonian blackwater stream. **Jour. Fish. Biol.**, Londres, **37**: 401-411.
- HORWITZ, R.J. 1978. Temporal variability patterns and distributional patterns of stream fishes. **Ecol. Monogr.**, Lawrence, **48**: 307-321.
- KEENLEYSIDE, M.; R.C. BAILEY & V.H. YOUNG. 1990. Variation in the mating system and associated parental behavior of captive and free-living *Cichlasoma nigrofasciatum* (Pisces, Cichlidae). **Behaviour**, Leiden, **112**: 202-221.
- KNÖPPEL, H.A. 1970. Food of Central Amazonian fishes; contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams. **Amazoniana**, Kiel, **2**: 257-352.
- KRAMER, D.L. 1978. Reproductive seasonality in the fishes of a tropical stream. **Ecology**, Lawrence, **59**: 976-985.
- KREBS, C.J. 1989. **Ecological Methodology**. New York, Harper Collins, 654p.
- KUEHNE, R.A. 1962. A classification of streams, illustrated by fish distribution in an Eastern Kentucky Creek. **Ecology**, Lawrence, **43**: 222-233.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1964. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana. Pt. I. Groupings of fish species and effects of the seasonal cycles on the fish. **Zool. Jour. Linn. Soc.**, Londres, **45**: 103-144.
- . 1987. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge, Cambridge University Press, 382p.
- . 1991. Natural history of fishes in Araguaia and Xingu Amazonian tributaries, Serra do Roncador, Mato Grosso, Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**, München, **2**: 63-82.
- MARTIN, P. & P. BATESON. 1994. **Measuring behavior: an introductory guide**. Cambridge, Cambridge Univ. Press, 200p.
- MATTHEWS, W.J. 1986. Fish faunal "breaks" and stream order in the eastern and central United States. **Env. Biol. Fish.**, Dordrecht, **17** (2): 81-92.
- . 1998. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York, Chapman & Hall, 756p.
- MAZZONI, R. & R. IGLESIAS-RIOS. 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. **Braz. Jour. Biol.**, São Carlos, **62** (1): 171-178.
- MOYLE, P.B. & F.R. SENANAYAKE. 1984. Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. **Jour. Zool., Lond.**, Cambridge, **202**: 195-223.
- MOYLE, P.B. & B. VONDRACEK. 1985. Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. **Ecology**, Lawrence, **66**: 1-13.
- PETTS, G.E. 1994. Rivers: Dynamic components of catchment ecosystems, p.3-22. *In*: P. CALOW & G.E. PETTS (Eds). **The Rivers Handbook**. Oxford, Blackwell Scientific, Vol. 2, 536p.
- POWER, M. 1984. Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream. **Jour. Anim. Ecol.**, Oxford, **53**: 357-374.
- . 1987. Predator avoidance by grazing fishes temperate and tropical stream: importance of stream depth and prey size, p.333-351. *In*: W.C. KERFOOT & A. SIH (Eds). **Predation, direct and indirect effects on aquatic communities**. New Hampshire, New England Univ. Press, 386p.
- POWER, M.; T.L. DUDLEY & S.D. COOPER. 1989. Grazing catfish, fishing birds, and attached algae in a Panamanian stream. **Env. Biol. Fish.**, Dordrecht, **26**: 285-294.
- POWER, M. & W.J. MATTHEWS. 1983. Algae-grazing minnows (*Campostoma anomalum*), piscivorous bass (*Micropterus* spp.), and the distribution of attached algae in a small prairie-margin stream. **Oecologia**, New York, **60**: 328-332.
- RINCÓN, P.A. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas, p. 23-90. *In*: E.P. CARAMASCHI; R. MAZZONI & P.R. PERES-NETO (Eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de

Janeiro, PPGE-UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis, Vol. 6, 260p.

- SABINO, J. 1999. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística, p. 183-208. In: E.P. CARAMASCHI; R. MAZZONI & P.R. PERES-NETO (Eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro, PPGE – UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis, Vol. 6, 260p.
- SABINO, J. & J. ZUANON. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**, München, **8** (3): 201-210.
- SABINO, J. & R.M.C. CASTRO. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Rev. Brasil. Biol.**, Rio de Janeiro, **50** (1): 23-36.
- SABINO, J. & I. SAZIMA. 1999. Association between fruit-eating fish and foraging monkeys in western Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**, München, **10** (4): 309-312.
- SALE, P.F. & W.A. DOUGLAS. 1981. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. **Env. Biol. Fish.**, Dordrecht, **3/4** (6): 333-339.
- SAUL, W.G. 1975. An ecological study of fishes at a site in upper amazonian Ecuador. **Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia**: 127:93-134.
- SCHLOSSER, I.J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headquarter stream. **Ecol. Monogr.**, Lawrence, **52** (4): 395-414.
- SHELDON, A.L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. **Ecology**, Lawrence, **49**: 193-198.
- SIEGEL, S. 1975. **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill, 350p.
- SILVA, C.P.D. 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, **23**: 271-285.
- . 1995. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, Kiel, **13** (3/4): 221-236.
- SOARES, M.G.M. 1979. Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do Igarapé do Porto, Aripuanã, MT. **Acta Amazônica**, Manaus, **9**: 325-352.
- SOKAL, R.R. & F.J. ROHLF. 1981. **Biometry**. New York, W.H. Freeman & Co., 859p.
- UIEDA, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. **Rev. Brasil. Biol.**, Rio de Janeiro, **44**: 203-213.
- UIEDA, V.S. & M.G. BARRETO. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, Bacia do rio Tietê, Botucatu, SP. **Rev. bras. de Zootecias**, Juiz de Fora, **1**(1):55-67.
- UIEDA, V.S.; P. BUZZATO & R.M. KIKUCHI. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do sudeste do Brasil. **An. Acad. Bras. Ci.**, Rio de Janeiro, **69** (2): 243-252.
- WEITZMAN, S.H. & R.P. VARI. 1988. Miniaturization in South American freshwater fishes; an overview and discussion. **Proc. Biol. Soc. Wash.**, Lawrence, **101** (2): 444-465.
- ZARSKÉ, A. 1997. *Geryichthys sterbai* gen. et spec. nov. und *Microcharacidium geryi* spec. nov.: Beschreibung einer neuen Gattung und zweier neuer Arten von Bodensalmilern aus dem Einzugsgebiet des Rio Ucayali in Peru. **Zool. Abb. Mus. Tierkd.**, Dresden, **49** (9): 157-172.