
COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DE TRÊS RIACHOS DO ALTO RIO TOCANTINS – GO

Jean Carlos Miranda & Rosana Mazzoni

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00603012003>

Recebido em 10/10/2002

Revisado em 20/02/2003

Publicado em 10/03/2003

Laboratório de Ecologia de Peixes, Departamento de Biologia Animal e Vegetal – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Pavilhão Haroldo Lisboa da Cunha, 20559-900 Rio de Janeiro, RJ, Brasil.(e-mail: jecarmi@bol.com.br ; mazzoni@uerj.br)

Autor para correspondência: Jean Carlos Miranda: jecarmi@bol.com.br

ABSTRACT

Fish species composition is presented for three streams from the upper Tocantins River. Bimonthly samples were taken by electrofishing. Fish communities in the Água Boa, Acaba Saco and Cavalo streams were composed of 35, 28 and 36 species, respectively. Characiformes and Siluriformes were the most abundant among the four registered orders. Constancy analyses revealed that all streams had a high number of occasional and rare species. The high diversity was registered at Acaba Saco stream, followed by Cavalo and Água Boa streams.

Keywords: *Amazonian Basin, Tocantins River, Serra da Mesa, Streams, Fish Community*

RESUMO

É apresentada a composição da ictiofauna de três riachos do alto rio Tocantins. Foram realizadas amostragens bimestrais, por pesca elétrica. A ictiofauna dos córregos Água Boa, Acaba Saco e Cavalo foram compostas por 35, 28 e 36 espécies, respectivamente. Characiformes e Siluriformes foram as ordens mais representativas dentre as quatro registradas. Os resultados da análise da constância de ocorrência revelaram um grande número de espécies ocasionais e raras. A maior diversidade foi registrada no córrego Acaba Saco, seguido dos córregos Cavalo e Água Boa.

Palavras-chave: *Bacia Amazônica, rio Tocantins, Serra da Mesa, Riachos, Comunidades de Peixes*

INTRODUÇÃO

O principal objetivo da ecologia de comunidades é o reconhecimento dos mecanismos e processos responsáveis pelas diferenças e similaridades entre as diversas comunidades (Angermeier & Karr, 1984). As forças que modelam a estrutura de uma comunidade, entendida aqui como o número de espécies e suas abundâncias relativas, são aquelas que determinam quais espécies ocorrem juntas, que espécies são comuns, que espécies são raras e as interações entre elas (Allan, 1995). O estudo de comunidades envolve uma síntese dos fatores ambientais e das interações bióticas e a estrutura de uma comunidade pode ser analisada sobre vários aspectos, utilizando-se parâmetros como diversidade, riqueza e equitabilidade (Wootton, 1995).

Dentre os padrões mais abordados em ecologia de comunidades estão aqueles relacionados com a diversidade de espécies (número, identidade e as características das mesmas), bem como aqueles relativos às variações temporais de suas abundâncias. Neste contexto o alto rio Tocantins e o conjunto de riachos que compõem o sistema desta área é de extrema importância para o entendimento das questões ictiofaunísticas, visto que 50% de sua ictiofauna encontra-se em estado precário de identificação taxonômica (Figueiredo et al., no prelo).

Este trabalho é produto do projeto Estudos Básicos sobre a Ictiofauna do Aproveitamento Hidrelétrico Serra da Mesa, Goiás (FURNAS/Serra da Mesa/ UFRJ - Convênio UERJ) que forneceu informações sobre a diversidade ictiofaunística da região permitindo a descrição de novas espécies (p. ex. Britski, 1997; Fisch-Muller et al., 2001; Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001).

O objetivo deste trabalho é apresentar a composição de espécies, distribuição espacial e diversidade específica das comunidades de peixes dos córregos Acaba Saco, Cavalo e Água Boa (sistema fluvial do alto rio Tocantins).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O alto rio Tocantins, na região de Serra da Mesa, é uma área atualmente sob influência de um represamento para a produção de energia elétrica e, os riachos estudados no presente trabalho, córregos Acaba Saco, Cavalo e Água Boa encontram-se situados nas áreas adjacentes ao reservatório recém formado (Figura 1). A descrição dos córregos é apresentada a seguir:

Córrego Água Boa (13°34'35"S; 48°13'51"W)

Aflente da margem esquerda do rio Tocantins à montante da barragem de Serra da Mesa. O trecho estudado é caracterizado por uma extensa zona de corredeiras com fundo pedregoso e, em alguns pontos, com água bastante turbulenta. A jusante desse trecho tem-se uma pequena área de poça, também com fundo pedregoso; a montante da zona de corredeira uma longa e larga zona de rápidos com substrato de cascalho. A cobertura vegetal é quase inexistente, exceto em uma área marginal da zona de corredeira.

Córrego Acaba Saco (14°31'16"S; 48°56'6"W)

Aflente da margem direita do rio Tocantins à montante da barragem de Serra da Mesa. O trecho estudado apresenta extensas zonas de rápidos com fundo pedregoso intercaladas por pequenos remansos de fundo arenoso. A vegetação marginal se limita a pequenas porções de remansos. O trecho amostrado não possui nenhuma cobertura vegetal caracterizando-se, portanto como uma área aberta.

Córrego Cavalo (14°26'12"S; 48°34'53"W)

Aflente da margem esquerda do rio Traíras à montante da barragem de Serra da Mesa. O trecho estudado se caracteriza por apresentar zonas intercaladas de rápidos com fundo rochoso, corredeiras e rápidos com fundo pedregoso e remansos de fundo areno-lodoso. A vegetação marginal é escassa e a cobertura vegetal é quase total (aproximadamente 90%) no trecho amostrado.

Programa de Amostragem

Os peixes utilizados neste trabalho foram coletados bimestralmente, entre dezembro de 1995 e dezembro de 1999, utilizando-se pesca elétrica. Em cada riacho era estabelecido um trecho amostral com aproximadamente 80 metros de extensão, e esse mesmo trecho foi mantido por todo o período de amostragem. O detalhamento da técnica e avaliação da eficiência amostral da pesca elétrica pode ser obtido em Mazzoni et al. (2000).

Todos os peixes capturados eram mantidos vivos em gaiolas flutuantes e medidos. Após esse procedimento os exemplares eram devolvidos na porção média do trecho amostral. Exemplares com identificação duvidosa eram fixados em formalina a 10% e mantidos como testemunhos. A identificação das espécies foi realizada mediante bibliografia especializada (p. ex., Burgess, 1989; Garavello, 1979; Géry, 1977; Menezes, 1976; Santos et al., 1984) e quando necessário o auxílio de especialistas de diferentes grupos taxonômicos.

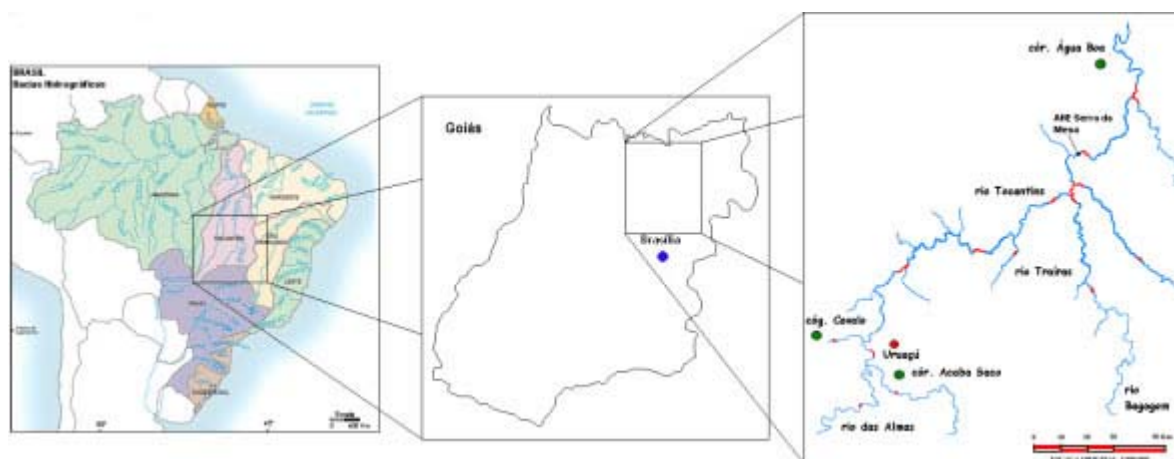


Figura 1. Esquema representativo da área do alto rio Tocantins sob influência do AHE Serra da Mesa.

Tratamento dos dados

A constância de ocorrência (C) das diferentes espécies foi determinada com base no percentual de períodos em que cada espécie ocorreu, sendo calculada de acordo com o modelo a seguir: $C = (p_i \times 100) / P$, onde: p_i = número de coletas contendo a espécie i e P = total de coletas realizadas. Os valores calculados de C permitiram agrupar as espécies em três categorias: (i) constantes ($C > 50\%$), (ii) acessórias ($C > 25 < 50\%$) e (iii) acidentais ($C < 25\%$). A fim de estabelecer o grau de dominância em cada comunidade, foi utilizado o Índice de Dominância (cf. McNaughton, 1968), calculado através da fórmula: $y_1 + y_2 / Y$, onde y_1 = abundância da 1ª espécie mais abundante, y_2 = abundância da 2ª espécie mais abundante e Y = abundância total de todas as espécies.

A diversidade de espécies de cada riacho foi estabelecida para todo o período de estudo, bem como para cada mês de coleta separadamente; para tal utilizou-se o Índice de diversidade de Shannon-Wiener (McCune & Mefford, 1999) e Equitabilidade de Pielou (Pielou – $J = H' / H'_{\max}$ onde, $H'_{\max} = \ln S$ onde, S = número de espécies) e seus resultados foram tratados comparativamente.

RESULTADOS

O córrego Acaba Saco tem sua ictiofauna composta por 28 espécies, o córrego Cavalinho por 36 e o córrego Água Boa por 35 (Tabela 1). A representação gráfica da composição percentual de ordens representadas em cada riacho é apresentada na Figura 2.

No córrego Acaba Saco 12 espécies foram constantes, 8 acessórias e 8 acidentais; no córrego Cavalinho 11 espécies foram constantes, 9 acessórias e 16 acidentais; no córrego Água Boa 13 espécies foram constantes, 7 acessórias e 15 acidentais (Tabela 2).

No que se refere à composição de espécies, tem-se que os três riachos estudados apresentam composição relativamente diferenciada. Considerando-se a totalidade das espécies amostradas (=47 spp.), 19 são comuns aos 3 riachos; no entanto, se forem consideradas apenas as espécies constantes e acessórias, este número é reduzido para 10 (=21%), sendo elas: *Astyanax* gr. *bimaculatus*, *Bryconamericus* sp., *Creagrutus* sp., *Harttia punctata*, *Hoplias* gr. *malabaricus*, *Hypostomus* cf. *plecostomus*, *Hypostomus* sp.2, *Knodus* sp.5, *Loricaria* sp. e *Phenacorhamdia* sp. Os maiores números de espécies em comum, foram registrados entre os córregos Água Boa e Cavalinho com 25 espécies em comum. O córrego Água Boa se destaca pelo maior número de espécies exclusivas (=6 spp.), são elas: *Ancistrus aguaboensis*, *Aptereronotus* aff. *albifrons*, *Aspidoras* sp., *Cochliodon* sp., *Eigenmannia* cf. *virescens* e *Sternopygus macrurus*.

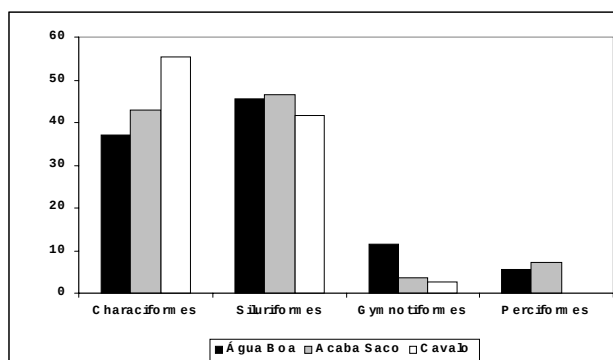


Figura 2. Composição percentual de ordens representadas em cada riacho analisado.

-
- Ordem Characiformes
- Familia Erythrinidae
Hoplias gr. *malabaricus* (Bloch, 1794)
- Familia Parodontidae
Apareiodon machrisi Travassos, 1957
- Familia Hemiodontidae
Hemiodus ternetzi Myers, 1927
- Familia Crenuchidae
Characidium sp.1
Characidium sp.2
- Familia Characidae
Acestrocephalus sp.
Astyanax gr. *bimaculatus* (Linnaeus, 1758)
Astyanax sp.
Bryconamericus sp.
Creagrutus sp.
Knodus sp.1
Knodus sp.2
Knodus sp.3
Knodus sp.4
Knodus sp.5
Moenkhausia sp.1
Moenkhausia sp.2
Mylesinus paucisquamatus Jégu & Santos; *in* Santos & Jégu, 1988
- Familia Anostomidae
Leporinus sp.
Leporellus vittatus Valenciennes *in*-Cuvier & Valenciennes, 1850
- Ordem Siluriformes
- Familia Pimelodidae
Cetopsorhamdia sp.
Cetopsorhamdia molinae Milles, 1943
Imparfinis borodini Mees & Cala, 1989
Imparfinis cf. *schubarti* (Gomes, 1956)
Pimelodella sp.
Phenacorhamdia sp.
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)
- Familia Cetopsidae
Pseudocetopsis sp.
- Familia Loricariidae
Ancistrus aguaboensis (Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001)
Ancistrus minutus (Fisch-Muller, Mazzoni & Weber, 2001)
Cochliodon sp.
Hypostomus cf. *plecostomus* (Linnaeus, 1758)
Hypostomus sp.2
Hypostomus sp.3
Hypostomus sp.4
Hypostomus sp.5
Harttia punctata Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001
Loricaria sp.
Microlepidogaster sp.
Corumbataia tocantinensis Britski, 1997
- Familia Callichthyidae
Aspidoras sp.
- Ordem Gymnotiformes
- Familia Apterodontidae
Apterodontus aff. *albifrons* (Linnaeus, 1766)
- Familia Gymnotidae
Gymnotus carapo Linnaeus, 1758
- Familia Sternopogidae
Steronpygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)
Eigenmannia cf. *virescens* (Valenciennes, 1847)
- Ordem Perciformes
- Familia Cichlidae
Retroculus lapidifer (Castelnau, 1855)
Cichlasoma araguaiensis Kullander, 1983
-

Tabela 1. Espécies de peixes coletadas nos córregos nos Córregos Água Boa, Acaba Saco e Cavalo, na região do AHE Serra da Mesa, alto rio Tocantins, GO.

Espécies / Riachos	Água Boa			Acaba Saco			Cavalo		
	Co	Ace	Aci	Co	Ace	Aci	Co	Ace	Aci
<i>Acestrocephalus</i> sp.			X					X	
<i>Ancistrus aguaboensis</i>	X								
<i>Ancistrus minutus</i>				X			X		
<i>Apareiodon machrisi</i>			X			X	X		
<i>Apteronotus</i> aff. <i>albifrons</i>	X								
<i>Aspidoras</i> sp.	X								
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i>	X			X			X		
<i>Astyanax</i> sp.						X			X
<i>Cichlasoma araguaensis</i>		X			X				
<i>Bryconamericus</i> sp.	X				X		X		
<i>Cetopsorhamdia molinae</i>			X						X
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.			X	X					X
<i>Characidium</i> sp.1			X	X			X		
<i>Characidium</i> sp.2						X		X	
<i>Cochliodon</i> sp.			X						
<i>Creagrutus</i> sp.	X				X		X		
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>virescens</i>			X						
<i>Gymnotus carapo</i>			X			X			X
<i>Harttia punctata</i>	X			X			X		
<i>Hemiodus ternetzi</i>									X
<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i>		X		X				X	
<i>Microlepidogaster</i> sp.					X				
<i>Corumbataia tocantinensis</i>				X					
<i>Hypostomus</i> cf. <i>plecostomus</i>	X				X		X		
<i>Hypostomus</i> sp.2	X			X			X		
<i>Hypostomus</i> sp.3			X		X			X	
<i>Hypostomus</i> sp.4			X			X			X
<i>Hypostomus</i> sp.5		X		X					X
<i>Imparfinis borodini</i>								X	
<i>Imparfinis</i> cf. <i>schubarti</i>	X							X	
<i>Knodus</i> sp.1			X			X		X	
<i>Knodus</i> sp.2			X						X
<i>Knodus</i> sp.3						X			X
<i>Knodus</i> sp.4									X
<i>Knodus</i> sp.5		X		X				X	
<i>Leporellus vittatus</i>									X
<i>Leporinus</i> sp.									X
<i>Loricaria</i> sp.	X			X			X		
<i>Moenkhausia</i> sp.1		X						X	
<i>Moenkhausia</i> sp.2			X						X
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>		X			X				X
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	X			X			X		
<i>Pimelodella</i> sp.									X
<i>Pseudocetopsis</i> sp.		X			X				
<i>Retroculus lapidifer</i>	X					X			
<i>Rhamdia quelen</i>			X						X
<i>Sternopygus macrurus</i>			X						

Tabela 2. Classificação das espécies coletadas nos Córregos Água Boa, Acaba Saco e Cavalo de acordo com a constância de ocorrência. Co = Constante, Ace = Acessória, Aci = Acidental.

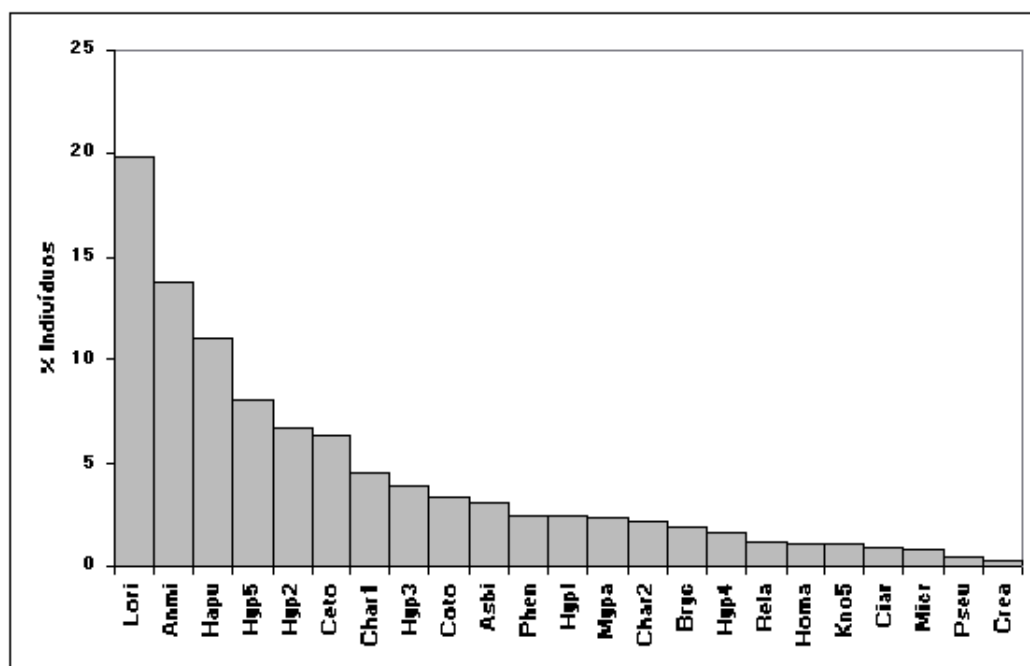


Figura 3. Distribuição dos valores percentuais das densidades médias das espécies de peixes do córrego Acaba Saco (Lori = Loricaria sp., Anmi = A. minutus, Hapu = H. punctata, Hyp5 = Hypostomus sp.5, Hyp2 = Hypostomus sp.2, Ceto = Cetopsorhamdia sp., Char1 = Characidium sp.1, Hyp3 = Hypostomus sp.3, Coto = C. tocantinensis, Asbi = Astyanax gr. bimaculatus, Phen = Phenacorhamdia sp., Hyp1 = Hypostomus cf. plecostomus, Mypa = M. paucisquamatus, Char2 = Characidium sp.2, Bryc = Bryconamericus sp., Hyp4 = Hypostomus sp.4, Rela = R. lapidifer, Homa = Hoplias gr. malabaricus, Kno5 = Knodus sp.5, Ciar = C. araguiensis, Micr = Microlepidogaster sp., Pseu = Pseudocetopsis sp., Crea = Creagrutus sp.).

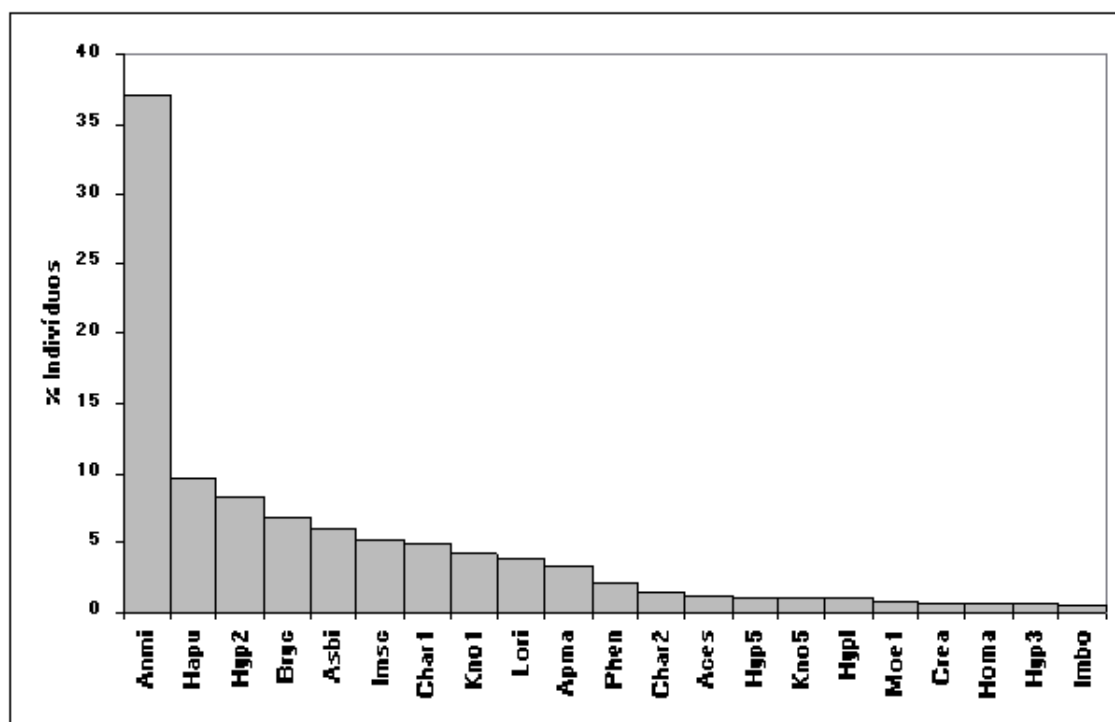


Figura 4. Distribuição dos valores percentuais das densidades médias das espécies de peixes do córrego Cavallo (Anmi = A. minutus, Hapu = H. punctata, Hyp2 = Hypostomus sp.2, Bryc = Bryconamericus sp., Asbi = Astyanax gr. bimaculatus, Imsc = Imparfinis gr. schubarti, Char1 = Characidium sp.1, Kno1 = Knodus sp.1, Lori = Loricaria sp., Apma = Apareiodon machrisi, Phen = Phenacorhamdia sp., Char2 = Characidium sp.2, Aces = Acestrocephalus sp., Hyp5 = Hypostomus sp.5, Kno5 = Knodus sp.5, Hyp1 = Hypostomus cf. plecostomus, Moe1 = Moenkhausia sp.1, Crea = Creagrutus sp., Homa = Hoplias gr. malabaricus, Hyp3 = Hypostomus sp.3, Imbo = I. borodini).

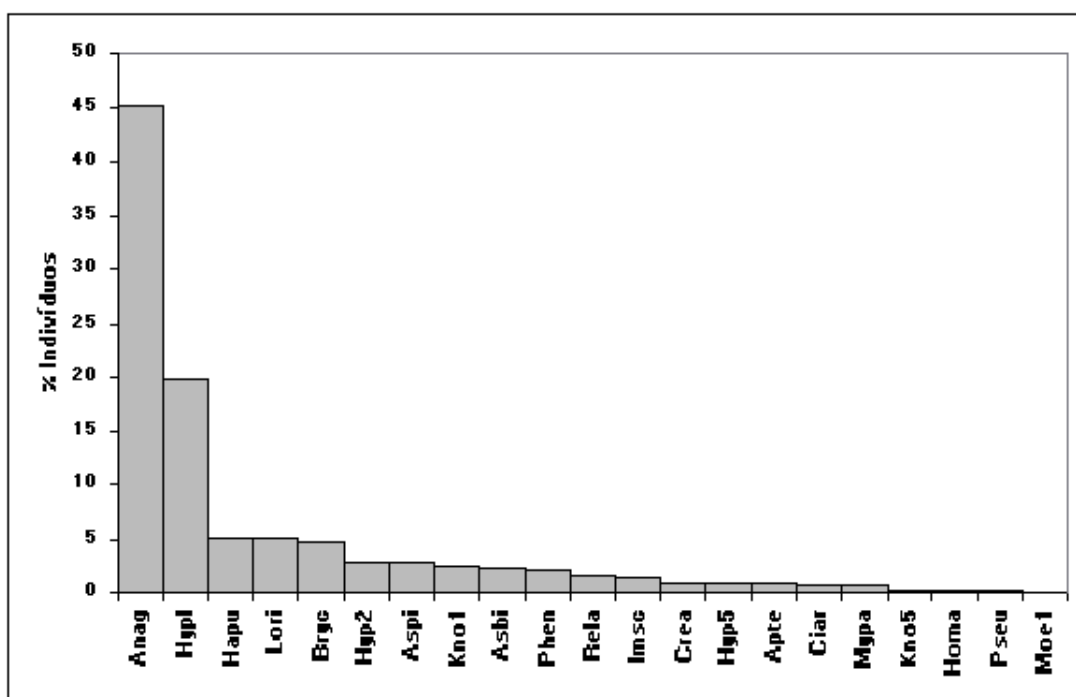


Figura 5. Distribuição dos valores percentuais das densidades médias das espécies de peixes do córrego Água Boa (Anag = *A. aguaboensis*, Hyp1 = *Hypostomus cf. plecostomus*, Hapu = *H. punctata*, Lori = *Loricaria sp.*, Bryc = *Bryconamericus sp.*, Hyp2 = *Hypostomus sp.2*, Aspi = *Aspidoras sp.*, Kno1 = *Knodus sp.1*, Asbi = *Astyanax gr. bimaculatus*, Phen = *Phenacorhamdia sp.*, Rela = *R. lapidifer*, Imsc = *Imparfinis gr. schubarti*, Crea = *Creagrutus sp.*, Hyp5 = *Hypostomus sp.5*, Apte = *Apteronotus aff. albofrons*, Ciar = *C. araguaiensis*, Mypa = *M. paucisquamatus*, Kno5 = *Knodus sp.5*, Homa = *Hoplias gr. malabaricus*, Pseu = *Pseudocetopsis sp.*, Moe1 = *Moenkhausia sp.1*).

	Córrego Acaba Saco	Córrego Cavalo	Córrego Água Boa
Riqueza (S)	12,6	13	14,2
Diversidade (H')	1,81	1,79	1,76
Equitabilidade	0,73	0,71	0,66

Tabela 3. Valores médios de riqueza, diversidade (índice de Shannon-Wiener) e equitabilidade das espécies de peixes dos córregos Acaba Saco, Cavalo e Água Boa no período entre dez/95 e dez/99.

Os resultados do índice de constância indicam que, nos três riachos estudados, um elevado número de espécies tem ocorrência restrita (acidentais). Com base nesses resultados, determinamos as espécies consideradas residentes e, portanto, aquelas que efetivamente compõem as comunidades de peixes. Assim, apresentamos a representação gráfica da importância relativa das espécies que apresentaram ocorrência em no mínimo 25% das amostras e/ou que perfizeram 0,1% ou mais da densidade total estimada nos córregos Acaba Saco (Figura 3), Cavalo (Figura 4) e Água Boa (Figura 5).

Observa-se que o padrão de dominância é muito marcado para as três comunidades consideradas; no córrego Água Boa tem-se duas espécies com abundâncias superiores a 10% e as demais com importância reduzida; o Índice de Dominância é de 0,67, indicando que 67% dos exemplares da comunidade pertencem a duas únicas espécies, neste caso *Ancistrus aguaboensis* e *Hypostomus* cf. *plecostomus*. No córrego Acaba Saco, três espécies são dominantes, representando mais de 10% do total estimado; o Índice de Dominância é de 0,34, indicando que 34% dos exemplares da comunidade pertencem a duas únicas espécies, neste caso *Loricaria* sp. e *Ancistrus minutus*. No córrego Cavalo, uma espécie é dominante, representando mais de 10% do total estimado; o Índice de Dominância é de 0,47, indicando que 47% dos exemplares da comunidade pertencem a duas únicas espécies, neste caso *Ancistrus minutus* e *Harttia punctata*.

Na Tabela 3 são apresentados os valores médios da riqueza, diversidade e equitabilidade para as comunidades de cada riacho. Observa-se que a maior diversidade foi registrada no córrego Acaba Saco ($H' = 1,81$), seguido do Cavalo ($H' = 1,79$) e Água Boa ($H' = 1,76$); o padrão de riqueza média é distinto e, neste caso, o riacho com menor diversidade específica foi o que apresentou a maior riqueza. Tal fato está claramente explicado nos valores de equitabilidade; os menores valores de equitabilidade do córrego Água Boa justificam o padrão encontrado.

DISCUSSÃO

O predomínio de Siluriformes e Characiformes na ictiofauna dos três riachos estudados corrobora resultados encontrados por outros autores (p. ex. Lowe-McConnell, 1987; Mazzoni, 1998; Castro, 1999), de que Siluriformes e Characiformes são as ordens de maior representatividade na ictiofauna de sistemas fluviais sul-americanos.

Segundo Matthews (1998) uma interessante medida em estudo de comunidades de peixes, se refere ao número de famílias e ao número de espécies por família. O número de famílias representadas é relativamente grande em locais onde há grandes valores de riqueza (Moyle & Li, 1979) e poucas famílias reúnem a maioria das espécies (Matthews, 1998). No presente estudo verificou-se que Characidae,

Loricariidae e Pimelodidae são as famílias com maior número de espécies, fato também demonstrado por outros autores (p. ex. Castro & Casatti, 1997; Pavanelli & Caramaschi, 1997; Bizerril, 1998; Uieda & Barretto, 1999).

Muitas das espécies registradas neste trabalho (29 espécies) apresentam *status* taxonômico deficiente, o que revela o pouco conhecimento da ictiofauna da região e reforça a necessidade trabalhos taxonômicos da ictiofauna sul-americana, conforme já apontado por vários autores (Bölkhe et al., 1978; Menezes, 1992 e Reis, 1992). Mesmo depois de mais de duas décadas da publicação do trabalho de Bölkhe et al. (1978) ainda são relativamente poucos os trabalhos de cunho ecológico/naturalístico envolvendo ambientes fluviais de pequeno e médio porte (Castro, 1999). Esse fato explica os problemas freqüentes relativos aos limites taxonômicos de espécies de riachos da região Neotropical (Mazzoni, 1998; Bizerril, 1997, 1998; Pavanelli & Caramaschi, 1997).

Gêneros tais como *Ancistrus*, *Hypostomus* e *Characidium* estão entre os táxons neotropicais mais especiosos, o que resulta em diversos problemas quanto aos reais limites taxonômicos de suas espécies (Géry, 1977; Burgess, 1989). Lowe-McConnell (1999) afirma que o estudo de ecologia de peixes em uma área tão vasta, remota e pouco explorada como a região Neotropical, é uma tarefa dificultada pela presença de muitas espécies, várias das quais muito semelhantes entre si, tornando muito difícil sua identificação, fato que explica a grande quantidade de morfotipos encontrados no presente estudo.

Suzuki et al. (1997) registraram 35 espécies em quatro tributários do reservatório de Segredo; Lobón-Cerviá et al. (1994) registraram 33 e 38 espécies em dois riachos (Campus e Barbará) do Pampa brasileiro; Garutti (1988) registrou 40 espécies em um córrego da bacia do Paraná. Os córregos Água Boa, Acaba Saco e Cavalo, bem como dos riachos citados, compõem bacias de grande porte, e seus elevados valores de riqueza corroboram com o proposto na literatura, de que o número de espécies que compõem a ictiofauna de um sistema é determinado pelas dimensões de sua bacia hidrográfica (Margalef, 1983).

Matthews (1998) afirma que riachos da região Neotropical apresentam maior riqueza de espécies que riachos de regiões temperadas, o que pode ser evidenciado quando comparados os valores de riqueza dos riachos por nós amostrados e alguns riachos de regiões temperadas. Por exemplo, considerando alguns estudos conduzidos em riachos da Inglaterra, Canadá, Estados Unidos da América do Norte, Polônia, Eslováquia e Dinamarca, foram registradas em torno de 9, 15, 11, 7, 6 e 10 espécies de peixes, respectivamente (Le Cren, 1969; Mann, 1971; Mahon & Balon, 1985; Neves & Pardue, 1983; Penczak, 1981; Holcik, 1996; Mortensen, 1977).

No que se refere à constância de ocorrência, registrou-se que as espécies com maior constância de ocorrência foram também as mais abundantes, resultado similar ao encontrado por Uieda (1984), Pavanelli & Caramaschi (1997) para riachos da bacia do Paraná, Sabino & Castro (1990) e Mazzoni & Lobón-Cerviá (2000) para riachos costeiros do sudeste Brasileiro.

Muitos estudos sugerem que na maioria das comunidades animais há poucas espécies abundantes e muitas espécies representadas por poucos indivíduos (Matthews, 1998). Esta afirmação foi confirmada em nossos resultados onde registramos quatro espécies abundantes (*Loricaria* sp., *Ancistrus minutus*, *Harttia* sp. e *Hypostomus* sp5) no córrego Acaba Saco, quatro espécies (*Ancistrus minutus*, *Harttia* sp., *Hypostomus* sp.2 e *Bryconamericus* sp.) no córrego Cavalo e três espécies (*Ancistrus aguaboensis*, *Hypostomus* cf. *plecostomus* e *Loricaria* sp.) no córrego Água Boa.

O elevado número de espécies acidentais (8 no Acaba Saco, 16 no Cavalo e 15 no Água Boa) difere dos padrões registrados em outros riachos brasileiros. Somente Pavanelli & Caramaschi (1997) registraram valores de espécies acidentais similares aos nossos. Garutti (1988) afirma que a constância de ocorrência é importante na caracterização de qualquer ponto de um curso d'água. É também uma medida qualitativa que pode evidenciar as espécies migrantes ou residentes de uma comunidade (Pavanelli & Caramaschi, 1997), assim como o possível efeito das variações sazonais sobre as comunidades (Uieda, 1984).

Com base nos resultados de constância de ocorrência pode-se caracterizar duas ictiofaunas distintas, uma permanente (residente) e outra visitante (imigrante). Lowe-McConnell (1975) afirma que uma comunidade residente pode ser aumentada por peixes imigrantes que se juntam aos residentes por algum tempo para se alimentar, reproduzir ou apenas passar pela comunidade. Garutti (1988) estudando a ictiofauna do córrego Barra Funda na bacia do Paraná, observou que 74% das espécies registradas crescem e reproduzem-se neste córrego, indicando um ambiente propício ao desenvolvimento ontogenético; os demais 26 % das espécies foram considerados visitantes. Com base nesse resultado o autor divide a comunidade de peixes em dois tipos de ictiofauna: uma residente e outra visitante e, sugere que esse mesmo resultado deve ser observado para outros sistemas fluviais. Estas informações são básicas para se analisar a importância dos pequenos afluentes na ecologia de rios de maior porte e o seu papel dentro do sistema global (Garutti, 1988).

Acreditamos que os resultados aqui apresentados, apesar do cunho informativo, refletem uma primeira interpretação da estrutura das comunidades de peixes dos riachos do alto rio Tocantins na área de influência do aproveitamento hidrelétrico Serra da Mesa. A continuidade

deste estudo, incorporando informações sobre parâmetros populacionais talvez seja um dos caminhos para o entendimento sobre o funcionamento de comunidades de riachos na bacia amazônica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Érica Pellegrini-Caramaschi (UFRJ) e Ricardo Iglesias-Rios (UFRJ) pela coordenação do Projeto que deu origem aos dados desse trabalho. À todos os membros dos Laboratórios de Ecologia de Peixes da UERJ e da UFRJ pelo auxílio no trabalho do campo e processamento de parte do material. Esse trabalho foi realizado através do contrato Serra da Mesa Energia-Furnas/ BioRio/ UFRJ, convênio UERJ, e é parte da Dissertação do primeiro autor junto ao PPGB-Ecologia/UERJ.

BIBLIOGRAFIA

- ALLAN, J.D. 1995. Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters. Chapman & Hall, New York.
- ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1984. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environ. Biol. Fishes 9: 117-135.
- BIZERRIL, C.R.S.F. 1997. Mudanças temporais de comunidades ícticas em uma bacia hidrográfica do leste brasileiro. Com. Mus. Ciênc. Tecnol. 10: 53-75.
- BIZERRIL, C.R.S.F. 1998. Comunidades de peixes do médio curso de sistemas fluviais da região carbonífera sul-catarinense. I. Bacia do rio Araranguá. Acta Biol. Leopold. 20: 225-242.
- BÖHLKE, J.E., WEITZMAN, S. H. & MENEZES, N. A. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. Acta Amazon. 8: 657-677.
- BRITSKI, H.A. 1997. Descrição de duas espécies novas de *Leporinus* dos rios Araguaia e Tocantins, e comentários sobre as demais espécies do gênero assinaladas na bacia (Ostariophysi, Characiformes, Anostomidae). Com. Mus. Ciênc. Tecnol. 10: 27-43.
- BURGESS, W.E. 1989. An Atlas of freshwater and marine catfishes. A preliminary survey of the Siluriformes. T.F.H. Publications, Neptune city.
- CASTRO, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In Ecologia de Peixes de Riachos (E.P. Caramaschi, E. P., R. Mazzoni, R. & P.R. Peres-Neto, eds.). Série Oecologia Brasiliensis/PPGE-UFRJ, v.VI, p. 139-155.
- CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the Paraná river Basin, south-eastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshw. 7: 337-352.
- FIGUEIREDO, C.A.A., MORAES Jr., D.F., BARTOLETTE,

- R. & PELLEGRINI-CARAMASCHI, E.P. no prelo. Composição taxonômica da ictiofauna da área da UHE Serra da Mesa. In Ictiofauna do Alto rio Tocantins Um Estudo de Caso e Subsídios para o Manejo no Reservatório de Serra da Mesa (R. Mazzoni, E. Pellegrini-Caramaschi & R. Iglesias-Rios, eds.). Editora Copiarte, p. 000-000.
- GARAVELLO, J.C. 1979. Revisão taxonômica do gênero *Leporinus* Spix 1829 (Ostariophysi, Anostomidae). Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- 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. 48: 747-759.
- GERY, J. 1977. Characoids of the world. T.F.H. Publications.
- HOLCIK, J. 1996. Ecological fish production in the inland delta of the middle Danube, a floodplain system. Env. Biol. Fish. 46: 151-156.
- LE CREN, E.D. 1969. Estimates of fish population and production in small streams in England. In Symposium on Salmon and Trout in Streams (H.R. MacMillan Lectures in Fisheries). University of British Columbia, p.269-280.
- LOBÓN-CERVIÁ, J., UTRILLA, C. & QUEIROL, H. 1994. An evaluation of the 3-removal method with electrofishing techniques to estimate fish number in streams of the Brazilian Pampa. Arch. Hydrobiol. 130: 371-381.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1975. Fish communities in tropical freshwaters: their distribution, ecology and evolution. Longman, London.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1987. Ecological Studies in Tropical Fish Communities. Cambridge University Press, Cambridge.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo.
- McNAUGHTON, S.J. 1968. Structure and function in California grassland. Ecology 49: 962-972.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1999. Multivariate analysis of ecological data, version 4, MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon.
- MAHON, R. & BALON, E.K. 1985. Fish production in warm-water streams in Poland and Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1211-1215.
- MANN, R.H.K. 1971. The population, growth and production of fish in four small streams in southern England. J. Anim. Ecol. 40: 155-190.
- MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega, Barcelona.
- MATTHEWS, W.J. 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology. Chapman & Hall, New York
- MAZZONI, R. 1998. Estrutura da comunidades e produção de peixes de um sistema fluvial costeiro de Mata Atlântica, Rio de Janeiro. Universidade Federal de São Carlos. 100p.
- MAZZONI, R. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. Ecography 23: 588-602
- MAZZONI, R., FENERICH-VERANI, N. & CARAMASCHI, E.P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. Revista Brasileira de Biologia 60(2): 205-216
- MENEZES, N. A. 1976. On the Cynopotaminae, a new sub-family of Characidae (Osteichthyes, Ostariophysi, Characoidei) Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo 28, 91 p.
- MENEZES, N. A. 1992. Sistemática de peixes. In: Agostinho, A. A. & Benedito-Cecilio, E. (Eds.) Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil – Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia. Maringá- Editora da UEM. 128p.
- MORTENSEN, E. 1977. Fish production in small Danish streams. Folia Limnologica Scandinavica 17: 21-26.
- MOYLE, P.B. & LI, H.W. 1979. Community ecology and predator-prey relationships in warmwater streams. 171-180. In: H. Clepper. Edt. Predator-prey systems in fisheries management. Sport Fishing Institute, Washington, D.C., Usa.
- NEVES, R.J. & PARDUE, G.B. 1983. Abundance and production of fishes in a small Appalachian stream. Trans.Am.Fish.Soc. 112: 21-26.
- PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná state, Brazil. Ichthyol. Explo. Fresh. 8: 32-31.
- PENCZAK, T. 1981. Ecological fish production in two small lowland rivers in Poland. Oecologia 48: 107-111.
- RAPP PY-DANIEL, L. H. & OLIVEIRA, E. C. 2001. Seven new species of *Harttia* from the Amazonian-Guyana region (Siluriformes: Loricariidae). Ichthyol. Explor. Fresh., 12: 79-96.
- REIS, R.E. 1992. Serão suficientes os sistematas de peixes neotropicais? In: Agostinho, A. A. & Benedito-Cecilio, E. (Eds.) Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil – Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia. Maringá- Editora da UEM. 128p.
- SABINO, J. & CORRÊA E CASTRO, R.M. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). Revista Brasileira de Biologia 50: 23-36.
- SANTOS, G.M., JEGU, M. & MERONA, B. 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. Eletronorte/ INPA 84p.
- SUZUKI, H.I., PAVANELLI, C.S., FUGI, R., BINI, L.M. & AGOSTINHO, A. A. 1997. Ictiofauna de quatro

tributários do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes, L.C. (Eds). Reservatório de Segredo – Bases ecológicas para o manejo. Maringá – EDUEM, p.259-273.

UIEDA, V. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em riacho de água doce. Revista Brasileira de Biologia 44(2):203-213.

UIEDA, V. S. & BARRETTO, M. G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. Rev. Bras. de Zoociências – Juiz de Fora v. 1 n.º1 55-67.

WOOTTON, R. J. 1995. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall Press. 404 p.

Title: COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DE TRÊS RIACHOS DO ALTO RIO TOCANTINS – GO

Authors: Jean Carlos Miranda & Rosana Mazzoni

Biota Neotropica, Vol. 3 (number 1): 2003

<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00603012003>

Recebido em 10/10/2002 Revisado em 20/02/2003

Publicado em 10/03/2003

ISSN 1676-0603

ASPECTOS DA ALIMENTAÇÃO DE *BRYCONAMERICUS MICROCEPHALUS* (CHARACIFORMES, TETRAGONOPTERINAE) NO CÓRREGO ANDORINHA, ILHA GRANDE – RJ

Carla Ferreira Rezende¹ & Rosana Mazzoni²

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?short-communication+BN01603012003>

Recebido em 03/02/2003

Revisado em 13/03/2003

Publicado em 08/04/2003

¹Laboratório de Ecologia de Peixes - IBRAG /UERJ / Ecologia
Av. São Francisco Xavier 524, RJ -20550-013
email: carla.fr@terra.com.br

²Laboratório de Ecologia de Peixes - IBRAG /UERJ / Ecologia
Av. São Francisco Xavier 524, RJ -20550-013
email: mazzoni@uerj.br

Astract

The present study was developed at córrego Andorinha in the oceanic slope of Ilha Grande (23°05', 23°15'S e 44°06 e 44°23'W) and aimed to determine *B. microcephalus* feeding habits as well as their differences between adult and juvenile specimens. Sampling were carried out between Nov/99 and Oct/00, by waiting nets (5-10 mm mesh) and sieves in a stream stretch characterized by 100% of canopy and sand, gravel, rocks and debris substrata. At each sampling occasion, 20 specimens were collected and their gut content analysed under stereoscopic microscopic following the Numerical Frequency method. Diet was based mainly on aquatic insect larvae (autochthonous) and terrestrial insects (allochthonous). The participation of allochthonous and autochthonous itens varied seasonally ($r_{\text{spearman}} = 0.296$; $p=0.325$), being allochthonous itens predominant during dry season. Considering the relative participation of allochthonous and autochthonous itens in the diet of juvenile and adult, separately, we found predominance of allochthonous itens among juveniles (t test; $t=2.51$, $df=30$; $p=0.01$) and absence of differences among adult specimens (t test; $t=0.79$, $df=84$; $p=0.43$). Mean value of Intestinal Coefficient (IC) was 0.77, without differences among juveniles and adult specimens (t test; $t=-0.62$, $df=85$; $p=0.45$), and suggests an omnivorous diet, that was not corroborated by the registered diet. Such result should be explained by a pontual sample that was proceeded in a low primary production locality (100% canopy cover); nonetheless, as migrators, this specimens must use other food resources (e.g. filamentous algae and/or aquatic macrophytes) in the localities where primary production is enhanced by sun incidence (open areas), explaining their anatomical pre-adaptation (omnivorous CI).
Key Words: Atlantic Forest, Tetragonopterinae, feeding habit, *Bryconamericus*

Resumo

Esse estudo foi realizado no Córrego Andorinha, localizado na vertente oceânica da Ilha Grande (23°05', 23°15'S e 44°06 e 44°23'W) e teve como objetivo determinar a dieta de *B. microcephalus*, bem como suas variações entre jovens e adultos. As coletas foram realizadas entre nov/99 e out/00 através de rede de espera e arrastinho (malhas 5mm e 10mm) em um trecho do riacho onde a vegetação marginal cobre 100% da localidade, o substrato é formado por areia, cascalho, rochas e folhiço. A cada ocasião de coleta 20 exemplares eram amostrados e o conteúdo estomacal analisado sob microscópio estereoscópico através do método da Frequência Numérica. A dieta da espécie é baseada em larvas de insetos aquáticos (autóctones) e insetos terrestres (alóctones). A participação dos itens autóctones e alóctones variam sazonalmente ($r_{\text{spearman}} = 0,296$; $p=0,325$) sendo que os itens alóctones predominaram na estação seca. Considerando-se a importância relativa dos itens alóctones e autóctone na dieta de jovens e adultos, separadamente, observamos predomínio de itens alóctones entre os primeiros (teste t; $t = 2,51$; $gl = 30$; $p = 0,018$) e ausência de diferença entre os adultos (teste t; $t = 0,79$; $gl = 84$; $p = 0.429$). O valor médio do Quociente Intestinal (QI) foi 0,77, sem diferenças entre jovens e adultos (teste t; $t = -0,62$; $gl = 85$; $p=0,45$), e sugere dieta onívora fato não corroborado pela dieta registrada. Isso pode ser explicado pela pontualidade das amostras realizadas em uma localidade de baixa produção primária decorrente da baixa insolação (100% cobertura); no entanto, como migradores, esses exemplares certamente utilizam outros recursos (e.g. algas filamentosas e/ou vegetais superiores) em outras localidades onde a produção primária é incrementada pela insolação (áreas abertas), justificando a pré-adaptação anatômica da população (QI de onívoro).

Palavras chaves: Mata Atlântica, Tetragonopterinae, hábito alimentar, *Bryconamericus*

INTRODUÇÃO

A fauna de peixes de água doce da América do Sul é a mais rica e diversificada ictiofauna continental do planeta, reunindo aproximadamente 60 famílias, várias centenas de gêneros e, provavelmente, em torno de 5000 espécies (Vari & Weitzman, 1990). Em uma avaliação mais recente, Vari & Malabarba (1998) sugerem que a ictiofauna de água doce sul americana é composta por aproximadamente 8000 espécies e que 65% desse total não está descrito e, portanto, desconhecido da ciência.

Dentre os diferentes sistemas fluviais que comportam a referida diversidade de espécies, destacamos os riachos costeiros da Serra do Mar (Mata Atlântica) que formam um corredor de aproximadamente 3000 km ao longo da costa leste do Brasil (Bacia do Leste) e, segundo Bizerril (1994), comporta aproximadamente 10% do total das espécies citadas anteriormente, indicando a sua importância para o patrimônio ictiofaunístico da Mata Atlântica.

Atualmente, apenas 5% da vegetação original da Mata Atlântica encontra-se intacta, determinando que os sistemas naturais desta região estão em franca modificação (Coltrinari, 1996) com muitas espécies em sério risco de desaparecimento (Menezes et al., 1990; Mazzoni et al., 2000). Esse tipo de informação, associado à elevada taxa de perda de ambientes naturais (desflorestamento) aponta para a importância de estudos que viabilizem o entendimento da dinâmica das populações e comunidades.

Neste contexto, estudos sobre alimentação de peixes são fundamentais por fornecerem dados para a formulação de modelos sobre a estrutura trófica dos ecossistemas e conhecimentos quantitativos dos mecanismos biológicos de interação entre as espécies, tais como predação e competição (Zavala-Camin, 1996). A necessidade de estudos sobre a biologia das espécies de peixes da Ilha Grande tem como fator principal a ausência de informações, desse tipo, para a região. Em recente levantamento da ictiofauna de alguns sistemas fluviais das vertentes continental e oceânica, foram registradas nove espécies de peixes de água doce, sendo que *Bryconamericus microcephalus* se destaca como a espécie de maior distribuição e abundância (Mazzoni et al., 2001). As demais populações de peixes, presentes nos cursos d'água da ilha, são extremamente rarefeitas, ressaltando a importância de estudos sobre sua história de vida.

ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado em uma localidade do Córrego Andorinha (23°11'7''S e 44°12'02''W), próximo ao Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS/UERJ) na vertente oceânica da Ilha Grande (23°05' e 23°15'S, 44°06 e 44°23'W), localizada na Baía da Ilha Grande, município de Angra dos Reis, Rio de Janeiro. A área de estudo situa-se em uma região de Mata

Atlântica primária, de clima quente e úmido, com precipitação média de aproximadamente 1500 mm e temperatura de 22,5°C, oscilando entre 25,7°C (fevereiro) e 19,6°C (julho) (Oliveira & Neto, 1996).

O sistema fluvial da Ilha Grande é composto por uma série de riachos de pequeno e médio porte, que vertem tanto para a região oceânica (Fig. 1) como para a região continental (Fig. 2) e possuem inúmeras áreas onde a drenagem é subterrânea. O local de coleta compreende um trecho de rio, de aproximadamente 150 m de extensão, no interior de mata de galeria formando um dossel fechado com 100% de cobertura vegetal (Fig. 3). Caracteriza-se por uma região de rápidos intercalados por remansos laterais e substrato formado por areia (80%), cascalho (10%), rochas (5%) e folhijo.



Fig. 1. Vista panorâmica da vertente oceânica da Ilha Grande.



Fig. 2. Vista panorâmica da vertente continental da Ilha Grande.



Fig. 3. Detalhe do trecho amostrado no córrego Andorinha, Ilha Grande.

MATERIAIS E MÉTODOS

Coletas mensais foram realizadas no Córrego Andorinha no período de novembro de 1999 a outubro de 2000, através de redes de espera (malha 10 mm), arrastinho (malha 5 mm) e peneiras. Os exemplares amostrados foram mantidos em gelo e transportados ao laboratório para registro dos dados de comprimento padrão (CP, cm), peso total (PT, g) e comprimento do intestino (CI, cm). O estômago de cada exemplar coletado foi retirado e fixado em formol 5% para posterior análise. Exemplares-testemunho de *B. microcephalus* (Fig. 4), encontram-se disponíveis na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

A análise do conteúdo estomacal foi realizada através



Fig. 4. Exemplar de *Bryconamericus microcephalus* (6,2 CP; cm) coletado do córrego Andorinha.

do método da Frequência Numérica (Hyslop, 1980) mediante estereomicroscópio; análises qualitativas complementares foram realizadas através de microscopia ótica. A identificação dos itens alimentares seguiu a bibliografia especializada (Buzzi & Miyazaki, 1999; Merritt & Cummins, 1984; Trivinho-Strixino, 1995). O quociente intestinal (QI), utilizado como acessório para a caracterização do hábito alimentar da espécie (Barbieri, 1994), foi calculado de acordo com o modelo a seguir: $QI = CI/CP$, onde CI = comprimento do intestino e CP = comprimento padrão e a significância das diferenças de seus valores médios entre jovens e adultos foi determinada pelo teste t. O estabelecimento das classes de tamanho que reúnem os exemplares jovens e adultos, foi realizada com base em Fagundes & Mazzoni (2003).

A participação dos itens alimentares de origem autóctone e alóctone foi avaliada para jovens e adultos e as diferenças testadas pelo teste t. Considerando que os principais eventos sazonais da região se caracterizam pelos períodos secos e chuvosos, e a fim de investigar a influência de tal sazonalidade na dieta da espécie, agrupamos os dados relativos aos 12 meses de coleta em duas estações: seca (abril a setembro) e chuvosa (outubro a março). Para tal foi estimada a média sazonal das frequências numéricas dos itens quantificáveis; análises de correlações não-paramétricas (Spearman) foram utilizadas para detectar possíveis variações sazonais das frequências numéricas médias dos diferentes itens alimentares.

RESULTADOS

Durante o período de estudo foram coletados 105 exemplares de *B. microcephalus*, sendo que durante os meses de julho e agosto de 2000 nenhum exemplar foi registrado na área de estudo. As análises referentes ao conteúdo estomacal de *B. microcephalus* foram baseadas em 89 estômagos e indicam predomínio de larvas aquáticas de insetos (insetos autóctones) e formas adultas de insetos terrestres (insetos alóctones). Na Tab. I são apresentadas as frequências numéricas médias dos diferentes itens que compõem a dieta da espécie.

A participação percentual da matéria de origem autóctone e alóctone na dieta de *B. microcephalus* variou segundo a sazonalidade ($r_{\text{Spearman}} = 0,296$, $p = 0,325$). Na estação seca observou-se predomínio de itens alóctones em relação aos itens autóctones; na estação chuvosa não houve diferença na importância desses dois tipos de alimento, tendo sido registradas frequências semelhantes de artrópodes de origem autóctone e alóctone (Tab. I).

Não foram registradas diferenças significativas no QI médio de jovens e adultos de *B. microcephalus* (teste t; $t = -0,62$; $gl = 85$; $p = 0,45$ – Fig. 5), sendo registrado um QI de 0,77. No que se refere ao consumo de itens de origem alóctone e autóctone entre exemplares jovens e adultos, observamos diferenças significativas com predomínio de

itens alóctones entre os jovens (teste t; $t = 2,51$; $gl = 30$; $p = 0,018$) e ausência de diferenças (teste t; $t = 0,79$; $gl = 84$; $p = 0,429$) entre os adultos (Fig. 6).

Tabela I. Frequência numérica média dos itens alimentares registrados nos estômagos de *Bryconamericus microcephalus*, de acordo com as estações de seca e chuva.

Matéria Autóctone	Matéria Alóctone	
	Chuva	Seca
Artrópodos Imaturos		
Larva de Coleoptero	0,04	0,05
Larva de Díptero	1,36	0,71
Larva de Odonato	0,16	0,00
Larva de Efemeróptero	0,20	0,00
total	1,76	0,76
Artrópodos Adultos		
Copépode	0,08	0,00
	Chuva	Seca
Artrópodos Adultos		
Aracnídeo	0,15	0,00
Colembola	0,14	0,00
Coleóptero	0,18	0,31
Díptero	0,41	0,53
Hemíptero	0,10	0,10
Himenóptero	0,70	0,31
Homóptero	0,22	0,40
Tricóptero	0,32	0,16
Total	2,22	1,81

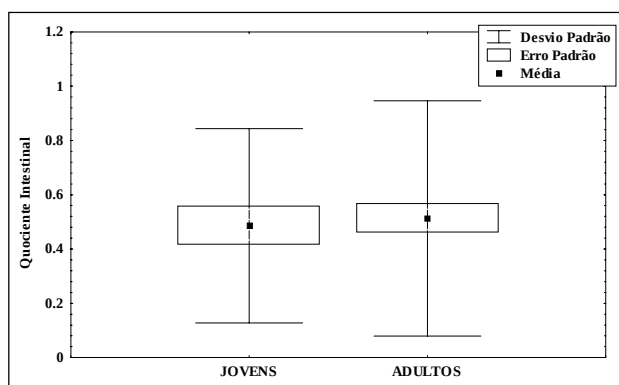


Fig. 5. Valores médios do quociente intestinal (QI) de exemplares jovens e adultos de *Bryconamericus microcephalus*.

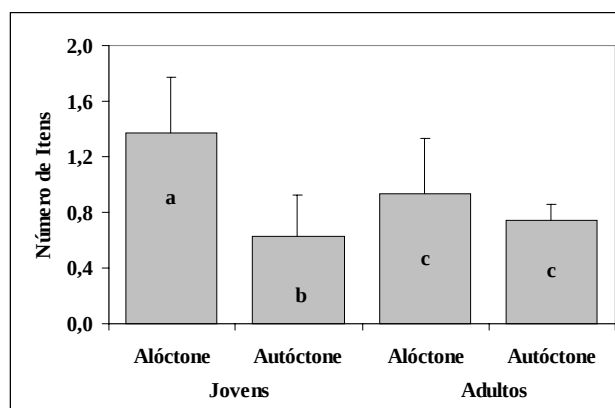


Fig. 6. Valores médios da frequência numérica dos itens alimentares autóctones e alóctones ingeridos por *Bryconamericus microcephalus*. As barras indicadas com a mesma letra representam ausência de diferenças significativas.

DISCUSSÃO

Observamos que durante o período de estudo não foram coletados exemplares nos meses de julho e agosto (inverno). A principal causa desse fato pode ser atribuída ao hábito migrador da espécie que, possivelmente, durante o período de inverno (seca) empreende movimentos mais restritos, não estando disponível na localidade de estudo.

O quociente intestinal de *B. microcephalus* indica dieta onívora, corroborando trabalhos anteriores relativos a esse gênero (Escalante, 1987; Uieda et al., 1997; Casatti & Castro, 1998). No entanto, as análises do conteúdo estomacal não indicam presença de material de origem vegetal como componente da dieta. Estudos paralelos sobre o aporte de matéria alóctone vêm sendo realizados na mesma localidade do presente estudo, e indicam ausência de aporte de matéria vegetal, tal como frutos e sementes, que poderia ser um recurso utilizado pela espécie (dados não publicados). Considerando que a localidade de estudo é 100% sombreada por vegetação de cobertura, sugere-se que a produção primária local é limitada em função da baixa incidência luminosa. Essa circunstância, associada à não disponibilidade de frutos e sementes limita localmente a disponibilidade de recursos de origem vegetal e pode ser uma explicação para a dieta essencialmente carnívora dos exemplares estudados.

Nesse contexto, ressaltamos que nossos resultados são limitados a uma localidade com características peculiares. Por ser um ambiente densamente coberto por vegetação de grande porte, tem-se uma área sombreada com reduzida produção primária. Com isso, os exemplares coletados possuem dieta predominantemente composta por insetos de origem autóctone e alóctone fato que, no entanto, não descarta a possibilidade de se alimentarem de matéria vegetal em outro trecho do rio, visto tratar-se de uma espécie migradora e oportunista (Mazzoni & Iglesias, 2002); isso explicaria o QI típico de espécie onívora.

Russo & Hahn (2001) verificaram que em duas espécies do gênero de *Bryconamericus* havia importante segregação na utilização dos recursos alimentares, sendo que uma espécie consumia basicamente formas larvais de insetos enquanto que a outra consumia formas adultas de insetos. Esse tipo de resultado sugere plasticidade da espécie, no que se refere ao uso dos recursos alimentares. Hábitos alimentares oportunistas em representantes da subfamília Tetragonopterinae são amplamente citados na literatura. Delariva et al., (2001) observaram que diferentes espécies de *Astyanax* podem mudar seus hábitos insetívoros para herbívoros, após determinadas modificações no ambiente. No caso de *Astyanax* sp., no reservatório de Segredo, houve alternância da dieta exclusivamente herbívora para um consumo de insetos relativo à mais de 70% da dieta (Vargas et al., 2001). Comparando alimentação da espécie *Astyanax scabripinnis* em dois riachos da Bacia

do Rio Tibagi, Oricalli et al. (2001) encontraram resultados que indicam oportunismo na exploração do material autóctone e alóctone, dependendo da característica de cada riacho analisado.

As diferenças qualitativas sazonais na composição da dieta de *B. microcephalus* podem estar relacionadas ao ciclo de vida dos artrópodes consumidos por esta espécie. Muitos peixes apresentam plasticidade em suas dietas. Predadores mudam de presas de acordo com o seu crescimento, mudança de biótipo ou com a disponibilidade de alimento de acordo com a sazonalidade (Lowe-McConnell, 1987).

Dessa forma, sugerimos que a dieta de *B. microcephalus* do córrego Andorinha está fortemente determinada pelas características locais e, conseqüentemente, pelo tipo de recursos disponíveis. No entanto, por ser uma espécie que empreende movimentos migratórios de subida e descida, é possível que exemplares obtidos em outras localidades com características fisionômicas distintas apresentem dieta diferente da registrada nesse trabalho. Ressaltamos, portanto, a importância do prosseguimento desse estudo, a fim de reunirmos resultados mais consistentes sobre o espectro alimentar da espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBIERI, G., PERET, A.C. & VERANI, J.R. 1994. Notas sobre a alimentação do trato digestivo ao regime alimentar em espécies de peixes da região de São Carlos (SP) I. Quociente Intestinal. Rev. Brasil. Biol. 54:63-69.
- BIZERRIL, C.R.S.F. 1994. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água doce do leste brasileiro. Acta Leopoldensia 16:51-80.
- BUZZI, Z. J. & MIYAZAKI, D.R. 1999. Entomologia didática. 3 ed. Editora da UFPR, Curitiba.
- CASATI, L. & CASTRO, R.M.C. 1998. A fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 9:229-242.
- COLTRINARI, L. 1996. Natural and anthropogenic interactions in the Brazilian tropics. In: Geoindicators. Assessing rapid environmental changes in earth systems. (eds. Berger, A.R. & Aims, W.J.). A.A. Balkema Publ. Rotterdam, The Netherlands.
- DELARIVA, R.L.; LOUREIRO, V.E.; CASSEMIRO, F.A.S.; HAHN, N.S. & CARNEIRO, G. 2001. Partição temporal de recursos alimentares entre espécies de *Astyanax* (Characidae, Tetragonopterinae) no Rio Iguaçu-PR, Brasil. Resumos do XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia.
- ESCALANTE, H. A. 1987. Alimentacion de *Bryconamericus ihering* y *Jenynsia lineata lineata* (Osteichthyes) en Sierra de La Ventana (Argentina). An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso, 18:101-108.

- FAGUNDES, A.P. & MAZZONI, R. 2003. Aspectos da história de vida e reprodução de *Bryconamericus microcephalus*, no Córrego Andorinha, Ilha Grande, RJ. Resumos XV Encontro Brasileiro de Ictiologia. Universidade Presbiteriana Mackenzie/SBI, São Paulo.
- HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. J. Fish Biol. 17:411-429.
- LOWE-McConnell, R.H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, New York, N.Y, p. 270-280.
- MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N. & CARAMASHI, E.P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations in the Southeast of Brazil. Rev. Brasil. Biol. 60:205-216.
- MAZZONI, R.; TOSTA, G.C.; PETITO, J.; MIRANDA, J.C. & SCHUBART, S.A. 2001. A ictiofauna de água doce da Ilha Grande – RJ. Resumos XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia. Unisinos/SBI, São Leopoldo.
- MAZZONI, R. & IGLESIAS, R.R. 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in the southeast of Brazil. Braz. J. Biol. 62:171-178.
- MENEZES, N.A.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, S.H. & WEITZMAN, M.J. 1990. Peixes de riacho da floresta costeira Atlântica brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. In II Simpósio de ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, v. I, p. 290-295.
- MERRITT, W.R. & CUMMINS, K.W. 1984. An introduction to the aquatic insects of North America, Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.
- OLIVEIRA, R.R. & NETO, A.L.C. 1996. Os rastros do homem na floresta. Albertoa 4:109-116.
- ORICALLI, M.C.G.; TEIXEIRA, I. & BENNEMANN, S.T. 2001. Dieta de *Astyanax scabripinnis* coletados em dois riachos da Bacia do Rio Tibagi, PR. Resumos do XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia. Unisinos/SBI, São Leopoldo.
- RUSSO, M.R. & HAHN, N.S. 2001. Ecologia trófica de duas espécies de *Bryconamericus* (Characidae, Tetragonopterinae) do Rio Iguaçu-PR, Brasil. Resumos do XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia. Unisinos/SBI, São Leopoldo.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1995. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros. PPG-ERN/UFSCAR, São Carlos.
- VARGAS, R.D.; ABUJANRA, F.; FUGI, R. & AGOSTINHO, A. 2001. Ecologia alimentar de duas espécies de lambari do Reservatório de Segredo após o terceiro ano de formação. Resumos do XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia. Unisinos/SBI, São Leopoldo.
- VARI, R.P. & WEITZMAN, S.H. 1990. A review of the phylogenetic biogeography of the freshwater fishes of the South America. In Vertebrates in the Tropics. (G. Peters, R. Hutterer, eds.) In: Proceedings of the International Symposium on Vertebrate Biogeography and Systematics in the Tropics, Bonn, June 1989. Alexander Koenig Zoological Research Institute and Zoological Museum, p. 381-393.
- VARI, R. & MALABARBA, L.R. 1998. Neotropical ichthyology: an overview. In Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. (L.R. Malabarba; R.E. Reis; R.P. Vari; Z.M.S. Lucena; C.A.S. Lucena eds.). Porto Alegre: EDIPUCRS, p. 1-11.
- UIEDA, V.S.; BUZZATO, P. & KIKUCHI, R.M. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudeste do Brasil. An. Acad. Bras. Ci. 69:243-252.
- ZAVALA-CAMIN, L.A. 1996. Introdução ao estudo sobre alimentação natural em peixes. EDUEM, Maringá.

Título: Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no Córrego Andorinha, Ilha Grande – RJ

Autores: Carla Ferreira Rezende & Rosana Mazzoni

Biota Neotropica, Vol. 3 (number 1): 2003
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?short-communication+BN01603012003>

Recebido em 03/02/2003 Revisado em 13/03/2003
 Publicado em 08/04/2003

ISSN 1676-0603

ACTIVITY, HABITAT UTILIZATION, FEEDING BEHAVIOUR, AND DIET OF THE SAND MORAY *Gymnothorax ocellatus* (ANGUILLIFORMES, MURAENIDAE) IN THE SOUTH WESTERN ATLANTIC

Flávia Borges Santos* and Ricardo M. C. Castro**

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00103012003>

Date Received 10/18/2002

Revised 01/13/2003

Accepted 03/07/2003

Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências - Universidade de São Paulo, CP 11461, 05422-970 São Paulo, São Paulo, Brazil. (<http://www.ib.usp.br>)

*Author to whom correspondence should be addressed. Tel: +55-11-3091-7511; fax: +55-19-3232-1745; e-mail: flaborg@uol.com.br

**Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), Departamento de Biologia, FFCLRP-Universidade de São Paulo, Av. Bandeirantes 3900, 14040-901 Ribeirão Preto, São Paulo, Brazil, e-mail: rmcastro@ffclrp.usp.br

Abstract

Activity, habitat utilization, feeding behaviour, and diet of the sand moray *Gymnothorax ocellatus* (Anguilliformes, Muraenidae) in the South western Atlantic.

The sand moray *Gymnothorax ocellatus* is a nocturnal predator from the western South Atlantic that actively forages on the bottom, preying mostly on crustaceans (mainly shrimps and crabs) and ray-finned fishes, which are located primarily by the sense of smell. The individuals stay stationary during the day, almost always being hidden in individual tunnels dug by animals other than the morays in the muddy sand bottom.

Key words: *Muraenidae*; *Gymnothorax ocellatus*; habitat use; feeding behaviour; diet.

Resumo

Atividade, utilização do habitat, comportamento alimentar, e dieta da moréia-de-areia *Gymnothorax ocellatus* (Anguilliformes, Muraenidae) no Atlântico sudoeste.

A moréia-de-areia *Gymnothorax ocellatus* é um predador noturno do Atlântico ocidental que forrageia ativamente o fundo, predando principalmente crustáceos (em especial camarões e siris) e peixes actinoptérios, os quais são localizados principalmente pelo olfato. Os indivíduos permanecem inativos durante o dia, quase sempre escondidos em túneis individuais escavados por outros animais, que não moréias, em substrato areno-lodoso.

Palavras-chave: *Muraenidae*; *Gymnothorax ocellatus*; utilização do habitat; comportamento alimentar; dieta.

1. INTRODUCTION

Moray-eels of the family Muraenidae are specialized secretive and largely nocturnal reef-dwelling predators, which typically hunt fish and crustaceans deep in rock crevices (Lowe-McConnell 1987, Böhlke & Chaplin 1993, Randall 1996). The prey is located primarily by smell, and some moray species are known to use a knotting behavior to break up large prey items (Miller, 1987, 1989). The muraenid genus *Gymnothorax* has a worldwide distribution and is represented by five species off the southeastern coast of Brazil: *G. funebris* Ranzani, 1839, *G. moringa* (Cuvier 1829), *G. vicinus* (Castelnau 1855), *G. conspersus* Poey, 1867, and *G. ocellatus* Agassiz, 1831 (Figueiredo & Menezes 1978, Böhlke *et al.* 1989). The first three *Gymnothorax* species are associated with coral or rock reefs, whereas the sand moray *G. ocellatus* is associated with gravel, sand, or mud substrates of open sedimentary bottoms (Figueiredo & Menezes 1978, Carvalho-Filho 1999), and *G. conspersus* is a poorly known species living below 200 m (Böhlke & Böhlke 1980).

The biology of the central and south west Atlantic morays dwelling in clear water reefs is relatively well known (e. g., Bardach *et al.* 1959, Bardach & Loewenthal 1961, Dubin 1982, Abrams & Schein 1986). However very little is known about the biology of *G. ocellatus*, an abundant species over mud/sand bottoms (Carvalho-Filho 1999). This lack of knowl-

edge may be due to the flat, turbid water sites occupied by the sand moray, which are unappealing to divers. This article provides the first published information on the activity period, spatial distribution, habitat use, feeding behavior and diet of *G. ocellatus* on a coastal stretch of the State of São Paulo, southeastern Brazil.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. STUDY SITE

The field observation were carried out monthly from May 1996 to May 1998, in a 12.5 km stretch of the continental margin of the São Sebastião Channel, south-eastern Brazil (Fig. 1). Underwater activities were conducted within an approximately pentagonal open bottom area 0.5-5 m deep in front of the 50 m long Cabelo Gordo beach (23°49'30" S, 45°25'18" W). The study area was limited by the surf line, the two bordering rocky shores and three tethered floating markers. This site is characterized by a muddy sand substrate (71.7-90.4% sand, 4.3-19.4% silt and 5.3-8.9% clay) and the occurrence of green seagrass *Halodule wrightii*. During the study period, water temperature at the surface varied 17.4-24.2° C (average 21.5° C) and horizontal transparency of water, measured with a Secchi disk, varied 0.85-1.9 m (average 1.4 m).

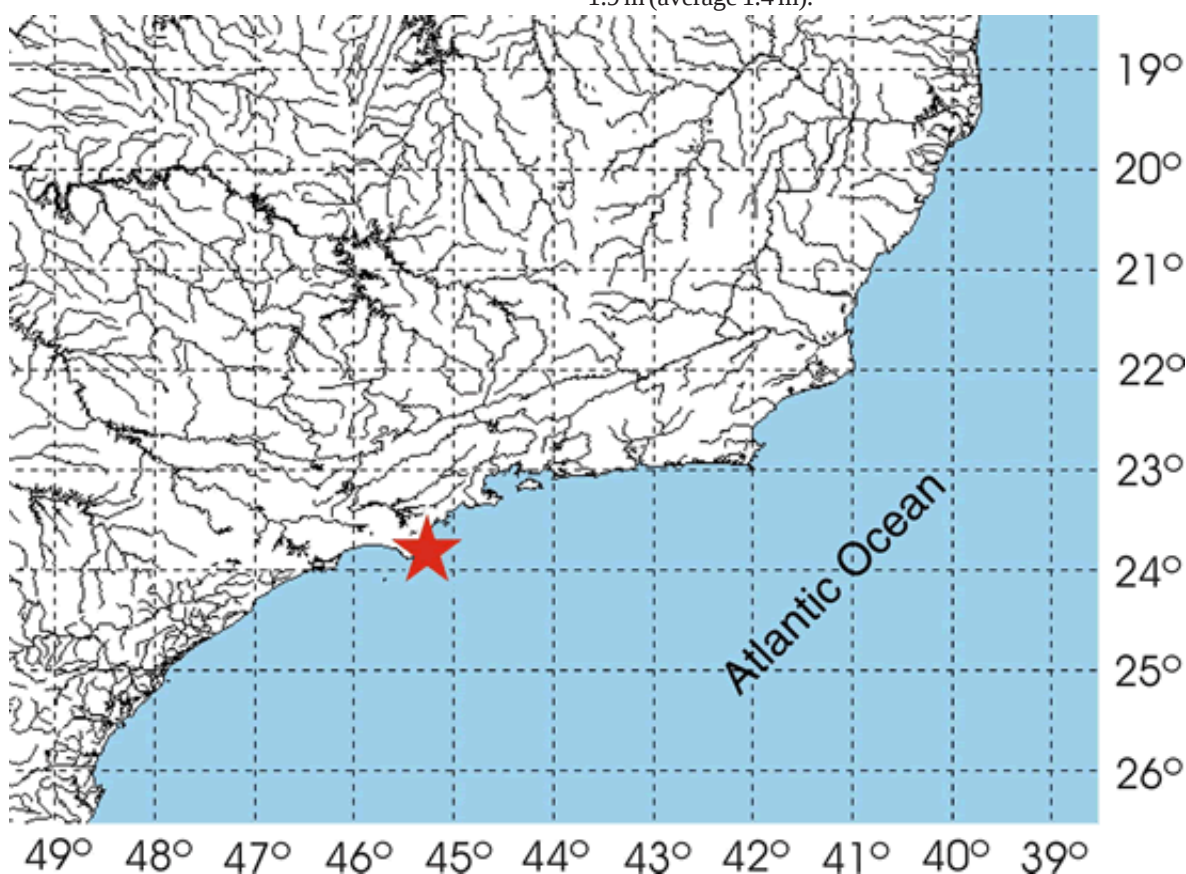


Fig. 1. Position of the study site in the Brazilian coast.

2.2. PROCEDURE

The 66 examined specimens were collected on muddy sand bottoms shallower than 13 m using hook-and-line baited with sardines (n=64, 97%), a nylon beach seine (n=1, 1.5%) and a hand net during scuba dives (n=1, 1.5%). The specimens were fixed in 10% formalin on capture and latter transferred to ethanol 70%. Voucher specimens (LIRP 2281-2303) were deposited in the fish collection of the Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), at the FFCLRP-Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil.

A total of 91 hours of underwater observations were made during scuba (85 h) and skin diving (6 h) over bottoms 5 meters deep or shallower. Data on activity period, habitat use, and feeding behavior were obtained during 51 diurnal, 27 nocturnal and 13 crepuscular observation hours, distributed throughout the 24-h cycle (daytime is defined here as the period between the end of sunrise and beginning of sunset and night as the period between the end of sunset and the beginning of sunrise). During the observational sessions *ad libitum* and focal animal sampling were used (Altmann 1974, Lehner 1996). During each dive the number of observed *G. ocellatus* individuals was recorded together with the type of substrate on which they were found and also the type of shelter used during inactivity periods. Activity was assessed based on food searching behavior, and mobility was categorized as follows: stationary while total or partially hidden, laterally undulating immediately over the bottom, with the body vertical axis perpendicular to the bottom or with the specimen swimming on its side with strong lateral undulations about 0.15 m over the bottom; and searching for prey or taking offered baits. During night and crepuscular dives, an underwater torchlight with a red filter was used to diminish the disturbance caused to white-light sensitive sand morays (cf. Helfman 1992).

To locate the shelters of *G. ocellatus* within the study site, we used four circular 1-10 m radius concentric transects - derived from the common "search-in-circles" scuba procedure (Shreeves *et al.* 1991) - centered in four 1.3 m high upright PVC cylinders permanently fixed to the bottom. Once located, the shelters were marked with tethered floating markers (Helfman 1992). Three PVC tubes (one straight; one C-shaped; and one U-shaped) 60 cm long and 7 cm wide, were experimentally positioned on the substrate of the study site for about four months to verify the opportunistic shelter use by *G. ocellatus*.

Contents of the whole digestive tracts of 62 specimens (43 individuals collected during the day, 14 during the night and five during twilight) of *G. ocellatus* were analyzed. Collecting was carried out evenly through the year. The ratio of digestive tube length/standard length was calculated ($L_{DT}:L_s$ index - intestinal ratio - see Knöppel 1970), as well as the frequency of occurrence (Bowen 1992) and the per cent composition (Hynes 1950) for each broad category of food item.

3. RESULTS

3.1. ACTIVITY PERIOD

Thirty eight (48.7%) sightings of *G. ocellatus* occurred during daytime, when the individuals were hiding within shelters (n=36, 94.7%) (Fig. 1), swimming (n=1, 2.6%) or eating offered baits (n=1, 2.6%). Thirty seven (47.4%) sightings occurred at night, when individuals were hiding within shelters (n=13, 35.1%), swimming (n=6, 16.2%), searching for prey (n=2, 5.4%), eating offered baits (n=12, 32.4%), or feeding or trying to feed on live crustaceans and fish (n=4, 10.8%). During the three (3.8%) sightings recorded at twilight, the individuals were swimming between the sunset time and 1 h after it (n=1, 33.3%), and entering shelters between sunrise time and 1 h after it (n=2, 66.6%).

3.2. SPATIAL DISTRIBUTION AND HABITAT USE

All 78 sightings of *G. ocellatus* were between depths of 1.5-3.5 m on muddy sand open bottom with seagrass, *Halodule wrightii*, an isolated group of three boulders and a variable number of small patches of debris discarded from recreational and fishing boats. On no occasion *G. ocellatus* was seen associated with adjacent rocky habitats.

Sand morays were recorded hidden total or partially within shelters during the day (94.7%, n=36) and at night (35.1%, n=13). We recorded three shelter types: 1) individual holes dug in the muddy bottom (n=23, 46.9%) (Fig. 2a); 2) small patches of debris (plastic and ceramic tubes, plank fragments, bottle fragments and pieces of ironwork) dis-



Fig. 2a. *Gymnothorax ocellatus* within shelter almost totally hidden in a hole in the muddy sand bottom during the day (photograph by H. F. dos Santos)

carded from recreational and fishing boats, usually accompanied by approximately 60 mm young *Epinephelus niveatus* (Valenciennes, 1828) (n=11, 22.5%); 3) an isolated group of three large boulders (n=2, 4 %) (Fig. 2b). All individuals recorded in shelters were alone except for two individuals found sharing a shelter in the isolated group of boulders and another two within a small patch of debris. On 13 occasions *G. ocellatus* was found using the U-shaped tube, four (=30.7%) of them at night and nine (=69.2%) during daytime. Neither the straight tube nor the C-shaped were used as shelter. No excavation activity was recorded throughout the study and the seven individuals seen entering their shelters did so tail first. All individuals recorded outside shelters during the daytime (n=2, 6.9%), nighttime (n=24, 82.7%), or twilight (n=3, 10.3%) were actively searching for prey on the bottom and accepted offered dried sardine baits.

3.3. FEEDING BEHAVIOUR AND DIET

Individuals recorded actively foraging were laterally undulating immediately over the bottom, with the vertical body axis perpendicular to it. When a potential prey was located, the moray stopped for approximately 10-60 s on the

bottom, adopted a distinctly S-shaped body posture and probed the bottom or mats of seagrass with its snout, searching for prey. Two actual prey captures were recorded: on one occasion a small (about 20 mm) semi-buried crab was picked up from the substrate and swallowed in a single movement, without chewing (an almost intact true crab *Hepatus pudibundus* was found in the gut content items of this eel); on another occasion, an approximately 40 mm long silvery bony fish was captured, via a quick grabbing movement while trying to escape from the bottom after being disturbed by the moray probing movements.

On two occasions the sand morays were observed trying unsuccessfully to grab and rip off the legs of large *Callinectes* sp. true crabs (two individuals had large *Callinectes* claws in their guts, see grasping relatively large prey; Keenleyside 1979). During most nighttime observations, individuals of *Lutjanus* spp. snappers and *Diplectrum* spp. sand perches were observed following individuals of *G. ocellatus* while these searched for food, presumably to get scraps or capture animals flushed from hiding by the eels prey (followers, see Sazima 1986).

On three occasions, two during the day and one during the night, live fish baits (one 100 mm *Harengula*



Fig. 2b. *Gymnothorax ocellatus* within shelter partially hidden between three large isolated boulders at night.

clupeola (Cuvier, 1829) false pilchard; a 70 mm *Haemulon steindachneri* (Jordan & Gilbert, 1882) latin grunt, and a 50 mm *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837) frillfin goby) were offered tethered by a nylon filament to morays hiding in holes in the substrate. On all three cases the morays left their shelters to examine the potential preys but only in the first case was the prey taken and swallowed whole. During two night dives whole dead *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1789) sardines and *Auxis* sp. mackerels were used as bait to attract *G. ocellatus*. The dead fish were carried underwater tightly sealed inside intact transparent plastic bags. While the bags were kept closed, no *G. ocellatus* specimens were attracted; but approximately 30 seconds after the bags were open and the bloody water inside released into the environment, two to five morays approached from several directions, quickly moving towards the dead fish. If the dead fishes were smaller than about 25% of the moray's length, they were quickly swallowed whole. If larger, the morays applied the knotting behavior (see Miller 1987, 1989) to bend the fish or remove pieces from it (Fig. 3).

Forty two digestive tracts of the 62 specimens contained food, which were in decreasing order of frequency: decapod crustaceans (true crabs and shrimps), bony fishes (mostly non identified fragments, engraulid anchovies, followed by clupeid herrings, hemiramphid halfbeaks, triglid searobins, syngnathid pipefishes, and diodontid burrfishes, all of approximately equally frequency), followed by unidentified crustaceans fragments, and the equally frequent cephalopod molluscs (lolinid squids) and stomatopod crustaceans (mantis shrimps) (Table I). Approximately 10% of the digestive tracts contained parasitic trematode flukes.



FIG. 3. *Gymnothorax ocellatus* at the beginning of knotting behaviour to break down a provided large piece of fish, at night.

All examined digestive tracts had small amounts of sand, an apparent unintentional by-product of prey ingestion. Food items grouped in broad taxonomic categories and expressed as per cent composition values show that crustaceans (58%) and bony fishes fragments (39%) were the main diet components, followed by cephalopod mollusks (3%). The average $L_{DT} : L_s$ index for 62 specimens was 0.54 (SD=0.09).

4. DISCUSSION

Our results indicate that *G. ocellatus* is a crepuscular-nocturnal fish that during daytime remains stationary and hidden mostly inside individual holes in the muddy-sand bottom. During nighttime and twilight about 60% of the recorded individuals leave the shelters and actively forage over open muddy-sand bottoms. Nonetheless, it was possible to lure sheltered individuals temporarily out of their shelters to feed on offered preys. This tendency previously discussed by Böhlke & Chaplin (1993) for the muraenids as a whole could explain why it was possible for us to collect the majority of the specimens with baited hook-and-line during daytime. The largely crepuscular-nocturnal habits of many moray eel species are relatively well known (e.g. Bardach *et al.* 1959, Smith & Tyler 1972, Böhlke & Chaplin 1993, Randall 1996, Carvalho-Filho 1999), and *G. ocellatus* was regarded as an "eel-like nocturnal searching predator of fishes and bottom animals" by Sazima (1986).

All *G. ocellatus* specimens were found in open muddy-sand flat bottom areas, which is generally in agreement with Figueiredo & Menezes (1978) and Carvalho-Filho (1999). Muraenid eels differ from the related ophichthid eels by not having hard pointed tails without an external fin that are utilized to enter the soft bottom substrate tail first (Böhlke & Chaplin 1993, Figueiredo & Menezes 1978). The absence of this excavating tail, the observed opportunistic use of artificial shelters provided by us or by unintentional human activities (throwing trash overboard), as well as the absence of any excavating activity, lead us to believe that all substrate holes occupied by *G. ocellatus* (Fig. 2a and Fig. 2b) were product of the activities of some other organisms.

The most frequent food items of *G. ocellatus* were crustaceans (true crabs and shrimps) and actinopterygian fishes (ray-finned fishes), with stomatopod mantis shrimps and squids being much less frequent (Table I). The crustacean and fish-eating benthic feeding habits of *G. ocellatus* have been already briefly noted by Sazima (1986) and Carvalho-Filho (1999), which agree with our results. The short digestive tract average length of *G. ocellatus* relative to its average standard length (0.54) also agrees with a carnivorous feeding habit (Wootton 1994). All crustaceans ingested were benthic or burrowing species (mantis shrimps). The ingested fish were either benthic (triglid searobins and

syngnathid pipefishes), demersal (diodontid burrfishes), or coastal shallow-water dwelling juveniles of pelagic species (engraulid anchovies, clupeid herrings and hemiramphid halfbeaks) which occur in deeper open waters when adults (Figueiredo & Menezes 1978, Carvalho-Filho 1999, pers. obs.). Loliginid squids were recorded swimming at night-time in groups of 2-5 individuals about half a meter or less over the bottom.

The important role of olfaction and taste in prey location for muraenid eels and bottom and turbid water dwelling fishes is known and already documented (Bardach et. al. 1959, Bardach & Loewenthal 1961). We believe that this generally also applies to *G. ocellatus*, since during a very dark moonless night dive, fish baits tightly sealed inside clear plastic bags failed to attract sand morays before opened. The knotting behavior reported here for *G. ocellatus* was already described by Miller (1987, 1989) for

four other genera and eight species of muraenid eels. We thus regard *G. ocellatus* as a carcinophagous-piscivorous nocturnal predator feeding on bottom prey, located primarily by the sense of smell.

Acknowledgments

We thank F. L. M. Mantelatto and W. E. P. Avelar for the help with crustaceans, trematod flukes and molluscs identification; F. Z. Gibran and H. F. dos Santos for the valuable suggestions and assistance during the field work; A. C. Ribeiro for the great help with the map figure production; L. Casatti, J. L. Figueiredo, F. Z. Gibran, I. Sazima and R. P. Vari for the comments and suggestions on the manuscript; CEBIMar-USP and FFCLRP-USP for the logistical support; IBAMA and DPRN for the collecting permits (IBAMA No.10/96); PRONEX-97 (FINEP/CNPq grant No. 661058/1997-2); FAPESP (grant No. 95/9867-7) to F. B. Santos and CNPq (grant No. 301309/91-4) to R. M. C. Castro, for the financial support.

Food items	FO (%)
Crustacea	24.4
Decapoda	21.3
Brachyura (true crabs)	11.0
Portunidae: <i>Callinectes</i> spp and <i>C. ornatus</i>	4.3
Calappidae: <i>Hepatus pudibundus</i>	1.2
Majidae: <i>Stenorhynchus seticornis</i>	0.6
Xanthidae	0.6
Unidentified crabs	4.3
Natantia (shrimps)	8.5
Penaeidae	3.0
Unidentified shrimps	5.5
Stomatopoda (unidentified mantis shrimps)	1.2
Unidentified crustacean fragments	1.8
Actinopterygii (ray-finned fishes)	16.5
Engraulidae: <i>Engraulis anchoita</i> Hubbs & Marini, 1935	1.2
Clupeidae: <i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1789)	0.6
Diodontidae: <i>Ciclichthys spinosus</i> (L., 1758)	0.6
Hemiramphidae: <i>Hyporhamphus</i> sp.	0.6
Syngnathidae: <i>Syngnathus</i> sp.	0.6
Triglidae: <i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1797)	0.6
Unidentified actinopterygian fragments	12.2
Mollusca	1.2
Cephalopoda	
Loliginidae: <i>Loligo</i> sp.	1.2

TABLE I. Frequency of occurrence (FO) in percent of food items of *Gymnothorax ocellatus* (340-580 mm L_S, n = 62).

References

- ABRAMS, R.W. & SCHEIN, M.W. 1986. Individual movements and population density estimates for moray eels on a Caribbean coral reef. *Coral Reefs* 5: 161-163.
- ALTMANN, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-265.
- BARDACH, J. E.; WINN, H. E. & MENZEL, D. W. (1959). The role of senses in the feeding of the nocturnal reef predators *Gymnothorax moringa* and *Gymnothorax vicinus*. *Copeia* 1959 (2): 133-139.
- BARDACH, J. E. & LOEWENTHAL, L. A. 1961. Touch receptors in fishes with special reference to the moray eels (*Gymnothorax vicinus* and *G. moringa*). *Copeia* 1961 (1): 42-46.
- BÖHLKE, J. E. & BÖHLKE, E. B. 1980. The identity of moray *Gymnotorax conspersus* Poey, and description of *G. kolpos*, n. sp., from the western Atlantic Ocean. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.* 132: 218-227.
- BÖHLKE, E. B.; MCCOSKER, J. E. & BÖHLKE, J. E. 1989. Family Muraenidae. In *Fishes of the Western North Atlantic* (E.B. Böhlke, ed.), p.104-206. Sears Found. Mar. Res.1(9).
- BÖHLKE, J. E. & CHAPLIN, C. C. G. 1993. *Fishes of the Bahamas and Adjacent Tropical Waters*. 2 ed. University of Texas Press, Austin.
- BOWEN, S. H. 1992. Quantitative description of the diet. In *Fisheries Techniques* (L.A. Nielsen & D.L. Johnson, eds.). American Fisheries Society, Blacksburg, p.325-336.
- CARVALHO, FILHO, A. 1999. *Peixes: Costa Brasileira*. 2 ed. Editora Melro, São Paulo.
- DUBIN, R. E. 1982. Behavioural interactions between Caribbean reef fish and eels (Muraenidae and Ophichthidae). *Copeia* 1982 (1): 229-232.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N.A. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- HELFMAN, G. S. 1992. Underwater methods. In *Fisheries Techniques* (L.A. Nielsen & D.L. Johnson, eds.). American Fisheries Society, Blacksburg, p.349-369.
- HYNES, H. B. N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of food fishes. *J. Anim. Ecol.* 19: 36-57.
- KEENLEYSIDE, M. H. A. 1979. *Diversity and Adaptation in Fish Behaviour*. Springer, Berlin.
- KNÖPPEL, H. A. 1970. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain forest streams. *Amazoniana* 2: 257-352.
- LEHNER, P. N. 1996. *Handbook of Ethological Methods*. Garland STPM Press, New York.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, New York.
- MILLER, T. J. 1987. Knotting: a previously undescribed feeding behaviour in muraenid eels. *Copeia* 1987 (4): 1055-1057.
- MILLER, T. J. 1989. Feeding behaviour of *Echidna nebulosa*, *Enchelycore pardalis*, and *Gymnomuraena zebra* (Teleostei: Muraenidae). *Copeia* 1989 (3): 662-672.
- RANDALL, J. E. 1996. *Caribbean Reef Fishes*. 3 ed. T.F.H. Publications, Neptune, New Jersey.
- SAZIMA, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *J. Fish Biol.* 29: 53-65.
- SMITH, C. L. & TYLER, J. C. 1972. Space resource sharing in a coral reef fish community. *Bull. Nat. Hist. Mus. Los Angeles County* 14: 125-170.
- SHREEVES, K.; WOHLERS, B. & SCHUSTER, B. 1991. *PADI Adventures in Diving – Advanced Training for Open Water Divers*. PADI, Santa Ana, USA.
- WOOTTON, R. J. 1994. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman and Hall, London.

Title: Activity, habitat utilization, feeding behaviour, and diet of the sand moray *Gymnothorax ocellatus* (Anguilliformes, Muraenidae) in the south western Atlantic.

Authors: Flávia Borges Santos e Ricardo M. C. Castro
Biota Neotropica, Vol.3 (number 1): 2003

<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00103012003>
ISSN 1676-0611

Date Received 10/18/2002, Revised 01/13/2003

Accepted 03/07/2003

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DO RIO PARANAPANEMA, SUDESTE E SUL DO BRASIL

Ricardo M. C. Castro¹; Lilian Casatti²; Hertz F. Santos¹; Katiane M. Ferreira¹; Alexandre C. Ribeiro¹; Ricardo C. Benine¹; Gabriela Z. P. Dardis¹; Alex L. A. Melo¹; Renata Stopiglia¹; Tatiana X. Abreu¹; Flávio A. Bockmann¹; Murilo Carvalho¹; Fernando Z. Gibran¹ & Flávio C. T. Lima³

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>

Recebido em: 18/02/2003

Publicado em: 11/04/2003

¹Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), Departamento de Biologia da FFCLRP-USP (www.ffclrp.usp.br), Av. Bandeirantes 3900, 14040-901, Ribeirão Preto, SP, Brasil

²Departamento de Zoologia e Botânica, IBILCE, Universidade Estadual Paulista (www.ibilce.unesp.br), R. Cristóvão Colombo 2265, 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil

³Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, MZUSP (www.mz.usp.br), Caixa Postal 42594, 04299-970, São Paulo, SP, Brasil

Autor para correspondência: Ricardo M. C. Castro (e-mail: rmcastro@ffclrp.usp.br)

Abstract

Seventeen 100 m long streams stretches, none of an order higher than three, were sampled to both sides of the main channel of Rio Paranapanema in the States of São Paulo and Paraná, southeastern and southern Brazil. Each stream stretch had its midpoint located with a GPS satellite receiver and had its fish fauna sampled via a standardized environmental data and fish collection methodology (primarily utilizing electrofishing) with the aim of providing the following information about each stream: 1) the taxonomic composition of the fish fauna and the contribution of each species in that stream in terms of both number of individuals and biomass; 2) a photographic documentation of the live coloration of representative specimens of each collected species; and 3) the description of each sampled environment, with colored photographic illustrations and details of the main biotic and abiotic parameters. Overall 3,683 fishes were collected, belonging to six orders, 16 families, 37 genera, and 52 species, with a total biomass of 16.8 kg. Of the collected species, approximately 36% were Siluriformes, 36% Characiformes, 11% Gymnotiformes, 10% Perciformes, 4% Cyprinodontiformes, and 2% Synbranchiformes. The most abundant species in terms of total number of individuals were *Astyanax altiparanae* (15.2%) and *Astyanax* sp. 1 (12.3%); The species with the largest biomasses were *Astyanax altiparanae* (28%) and *Geophagus brasiliensis* (13%). In terms of abundance and biomass collected for each family, the Characidae was clearly the predominant family followed by the Loricariidae, Pimelodidae, and Cichlidae. Among the sampled stream stretches, locality 14 with 24 species and locality 13 with five species yielded the highest and lowest richness in terms of species numbers, respectively. This coincides with the values obtained for the Shannon-Wiener index of specific diversity ($H' = 0.99$ and 0.32 , respectively). The median species richness for all streams stretches was 11. In the species richness estimate by extrapolation for all 17 sampled stream stretches, a value of 69 species was obtained (with a standard error of four) indicating the need for an additional moderate sampling effort to reach the asymptote of the curve. Of the 52 collected species, eight (approximately 15% of the total) are clearly new to science and five other species (approximately 10% of the total) are of indefinite taxonomic status and require further analysis. Three of the captured species are introduced (approximately 6% of the total). Analysis of the trophic and spatial structure of the studied fish fauna indicates that the 10 numerically dominant species in the sampled streams can be grouped into four guilds that are in decreasing order of numeric importance: nektonic omnivores; benthonic invertivores; periphytovores; and benthonic omnivores. An identification key for all the species of fish collected during this study it is provided.

Key words: Upper Rio Paraná basin, Rio Paranapanema, stream fishes, diversity, southeastern and southern Brazil.

<http://www.biotaneotropica.org.br>

Resumo

Foram amostrados 17 trechos de riachos com 100 m de extensão, todos de ordem igual ou menor a três, ao longo de ambas as margens do canal principal do Rio Paranapanema, SP e PR. O ponto médio de cada trecho foi georreferenciado via satélite com receptor GPS e o uso de metodologia padronizada de coleta de dados ambientais e peixes (baseada principalmente na pesca elétrica), possibilitou a obtenção das seguintes informações em cada local: 1) composição taxonômica da ictiofauna e contribuição, em termos de número de indivíduos e biomassa, de cada espécie para a ictiofauna local como um todo; 2) documentação fotográfica de espécimes representativos de cada espécie coletada com sua coloração natural; 3) descrição de cada ambiente coletado, com ilustrações fotográficas coloridas, e seus principais parâmetros bióticos e abióticos. No total foram coletados 3.683 exemplares, pertencentes a seis ordens, 16 famílias, 37 gêneros e 52 espécies, com biomassa total de 16,8 kg. Das espécies coletadas, aproximadamente 36% pertencem a ordem Siluriformes, 36% a Characiformes, 11% a Gymnotiformes, 10% a Perciformes, 4% a Cyprinodontiformes e 2% a Synbranchiformes. As espécies mais abundantes em termos de número de indivíduos foram *Astyanax altiparanae* (15,2%) e *Astyanax* sp. 1 (12,3%); aquelas com maior biomassa foram *A. altiparanae* (28%) e *Geophagus brasiliensis* (13%). A composição da ictiocenose em termos de abundância e biomassa por família indica a predominância expressiva de Characidae, seguida por Loricariidae, Pimelodidae e Cichlidae. Dentre os trechos amostrados, o trecho 14 (24 espécies) e o 13 (cinco espécies), apresentaram a maior e a menor riqueza em espécies, respectivamente, coincidindo com os valores obtidos para o índice de diversidade específica de Shannon-Wiener ($H' = 0,99$ e $0,32$, respectivamente). A riqueza média encontrada foi de 11 espécies por trecho de riacho. Na estimativa de riqueza por extrapolação para o conjunto total de riachos amostrados na bacia do rio Paranapanema, obtivemos um valor de 69 espécies (erro padrão igual a quatro) indicando ser necessário um esforço amostral adicional moderado para atingir a assíntota da curva. Das 52 espécies coletadas, oito (aproximadamente 15% do total) são seguramente novas, cinco (aproximadamente 10% do total) possuem "status" taxonômico ainda indefinido, enquanto outras três (aproximadamente 6% do total) são espécies introduzidas. Analisando a estrutura trófica e espacial da ictiocenose estudada, as 10 espécies numericamente dominantes nos riachos estudados dividem-se, em ordem decrescente de importância numérica, em quatro guildas: onívoros nectônicos; invertívoros bentônicos; perfitívoros; e onívoros bentônicos. Uma chave de identificação para todas as espécies de peixes coletadas durante este estudo é fornecida ao final deste trabalho.

Palavras-chave: Bacia do Alto Rio Paraná, Rio Paranapanema, peixes de riacho, diversidade, sudeste e sul do Brasil.

1. Introdução

O sistema do Alto Rio Paraná (Figura 1) pertence à região ictiofaunística do Paraná (Géry, 1969) - que inclui o sistema dos Rios da Prata-Uruguai-Paraná-Paraguai, e representa o segundo maior sistema de drenagem na América do Sul, com 3,2 milhões de km² (Lowe-McConnell, 1987, 1999). Corresponde à porção da bacia do Rio Paraná situada a montante de Sete Quedas (agora inundada pelo Reservatório de Itaipu), abrigando grandes tributários como os Rios Grande, Paranaíba, Tietê e Paranapanema.



Figura 1. Principais drenagens da América do Sul com a bacia do Alto Rio Paraná (em cinza) e sub-bacia do Rio Paranapanema (em amarelo) salientadas.

A drenagem do Alto Rio Paraná possui aproximadamente 900.000 km², incluindo o norte do Estado do Paraná, sul do Mato Grosso do Sul, a maioria do Estado de São Paulo (a oeste da Serra do Mar), sul de Minas Gerais, sul de Goiás e uma área pequena do Paraguai oriental adjacente ao Mato Grosso do Sul. A área como um todo localiza-se na face sul do Escudo Brasileiro e inclui frações dos domínios morfoclimáticos dos Cerrados, Planaltos de Araucárias, e Tropical Úmido, bem como as regiões de transição correspondentes entre eles (Ab'Sáber, 1977a, 1977b). Quanto à fitogeografia, a região abrange áreas pertencentes às províncias Atlântica e Central (Rizzini, 1997), com vegetação caracterizada por Florestas Subtropicais Decíduas e Mesofíticas (=Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais), Cerrados, Florestas de Araucárias (=Floresta Ombrófila Mista), Campos Rupestres e Matas de Galeria (=Comunidades Aluviais) (Hueck & Seibert, 1981). Há evidências fortes de que, pelo menos com relação a alguns grupos de peixes, o Alto Rio Paraná constitua uma área de endemismo, causalmente conectada à formidável barreira para os peixes migradores representada, até recentemente, por Sete Quedas, que isolou por muito tempo a maioria da ictiofauna do Alto Rio Paraná da fauna remanescente dos sistemas dos rios da Prata-Uruguai-

Paraná-Paraguai (ver Britski & Langeani, 1988; Menezes, 1988; Vari, 1988; Weitzman et al., 1988; Langeani, 1990; Menezes, 1996a, 1996b; Castro & Casatti, 1997).

No Estado de São Paulo, de acordo com Castro & Menezes (1998), o sistema do Alto Paraná inclui os maiores rios do Estado e contém 22 famílias e aproximadamente 170 espécies de peixes descritas. Estes grandes canais principais são habitados por espécies de médio a grande porte, como os curimatás (*Prochilodus* spp.), piaparas (*Leporinus* spp.), pintados (*Pseudoplatystoma* spp.) e jaús (*Zungaro zungaro*), normalmente com distribuições geográficas extensas e importância na pesca comercial e de subsistência. Associado a estes grandes rios há um grande número de riachos e cabeceiras, habitados principalmente por espécies de peixes de pequeno porte (geralmente menos que 15 cm de comprimento padrão), com distribuições geográficas restritas, pouco ou nenhum valor comercial e muito dependentes da vegetação ripária para alimentação, abrigo e reprodução (ver Böhlke et al., 1978; Lowe-McConnell, 1987, 1999). Espécies de peixes de pequeno porte correspondem a aproximadamente 50% do total de espécies de peixes de água doce descritas da América do Sul e mostram um grau elevado de endemismo. O estudo da sistemática, evolução e biologia geral das espécies de peixes de pequeno porte é, sem dúvida, o grande desafio da ictiologia sul-americana no início deste século (Castro & Menezes, 1998; Castro, 1999). Infelizmente, tais espécies, por serem fortemente dependentes do material orgânico alóctone importado da vegetação marginal para sobreviver (ver Lowe-McConnell, 1975, 1987, 1999; Menezes et al., 1990; Sabino & Castro, 1990; Araújo Lima et al., 1995), também estão ameaçadas por atividades antrópicas prejudiciais como o desmatamento e uso de fertilizantes e praguicidas associados a atividades agrícolas intensivas.

Estimativas feitas durante a reunião do Grupo de Trabalho “Bacias Hidrográficas”, no Workshop do Programa BIOTASP/FAPESP “Bases para a conservação da biodiversidade do Estado de São Paulo”, Serra Negra, SP, Brasil, 30 de julho a 02 de agosto de 1997, indicam que no Estado de São Paulo, dentro do sistema do Alto Paraná, as sub-bacias (= Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI, do Plano de Gerenciamento Hídrico de São Paulo, 1996) do Pontal do Paranapanema, Alto Paranapanema, Peixe, Aguapeí, Baixo Tietê e São José dos Dourados, são pobremente amostradas. As sub-bacias do Médio Paranapanema, Turvo-Grande, Baixo Pardo-Grande, Sapucaí-Grande e Piracicaba-Capivari-Jundiá são moderadamente amostradas, e somente as sub-bacias do Tietê-Sorocaba, Tietê-Jacareí, Tietê-Batalha, Mogi-Guaçu e Pardo são razoavelmente amostradas. Isso significa que, em relação à ictiofauna, aproximadamente 70% das sub-bacias de drenagem do Alto Rio Paraná no Estado de São Paulo não foram ainda exploradas satisfatoriamente em termos científicos.

Sendo assim, dentro dos objetivos gerais do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br), o Projeto Temático “Diversidade de peixes de riachos e cabeceiras da bacia do Alto Rio Paraná no Estado de São Paulo, Brasil” (www.bdt.fat.org.br/peixes_pr/), tem como objetivo principal o estudo da fração menos conhecida, maior e mais ameaçada da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. Este objetivo foi atingido através da aplicação de uma metodologia padronizada de coleta de dados ambientais e de peixes em cada trecho de riacho amostrado, que possibilitou a obtenção do seguinte conjunto de dados: 1) composição taxonômica da ictiofauna e contribuição, em termos de número de indivíduos e biomassa, de cada espécie para a ictiofauna local como um todo; 2) documentação fotográfica de espécimes representativos de cada espécie coletada com sua coloração natural; 3) descrição de cada ambiente coletado, com ilustrações fotográficas coloridas e seus principais parâmetros bióticos e abióticos. Esperamos que os dados assim obtidos, além de fornecer um retrato instantâneo e testemunho duradouro de cada trecho de riacho no momento de sua amostragem, possam servir também para subsidiar futuros estudos sobre a conservação e manejo de ambientes desse tipo no Estado de São Paulo e no restante do país.

Este trabalho, referente à totalidade da bacia do Rio Paranapanema, é o primeiro de uma série de três trabalhos de natureza sintética descritiva, apresentando os dados obtidos por nosso Projeto Temático agrupados por grande unidades hidrográficas/geográficas.

2. Caracterização da área geral de estudo

O Rio Paranapanema (Figuras 1 e 2) nasce na Serra de Paranapiacaba (48°15'W 24°16'S), a aproximadamente 900 m de altitude, e deságua no Rio Paraná após percorrer cerca de 500 km e receber como tributários principais os Rios Itararé, Pardo, Tibagi e Pirapó (Ziesler & Ardizzone, 1979), fazendo a maior parte da fronteira entre os Estados de São Paulo e Paraná. Sua bacia de drenagem possui aproximadamente 109.600 km² (Sampaio, 1944), estendendo-se por três grandes unidades do relevo brasileiro: o Planalto Atlântico, a Depressão Periférica e o Planalto Arenítico Basáltico Ocidental (Ab'Saber, 1956). A Serra de Paranapiacaba, onde situa-se sua nascente, constitui o divisor de águas das bacias pequenas voltadas para a costa, do Ribeira de Iguape, do Paraíba do Sul e do Paraná, com altitudes de até 1.100 m e afloramentos de rochas pré-cambrianas constitutivas. Deixando a serra, os afluentes da margem direita da bacia do Rio Paranapanema seguem por uma faixa de terrenos sedimentares carbonífero-permianos dos grupos Itararé e Passa Dois e, a partir das proximidades da cidade de Piraju, correm pelo grande domínio dos derramamentos basálticos do final do Mesozóico, a chamada formação Serra Geral. Em seu trecho final, das proximidades

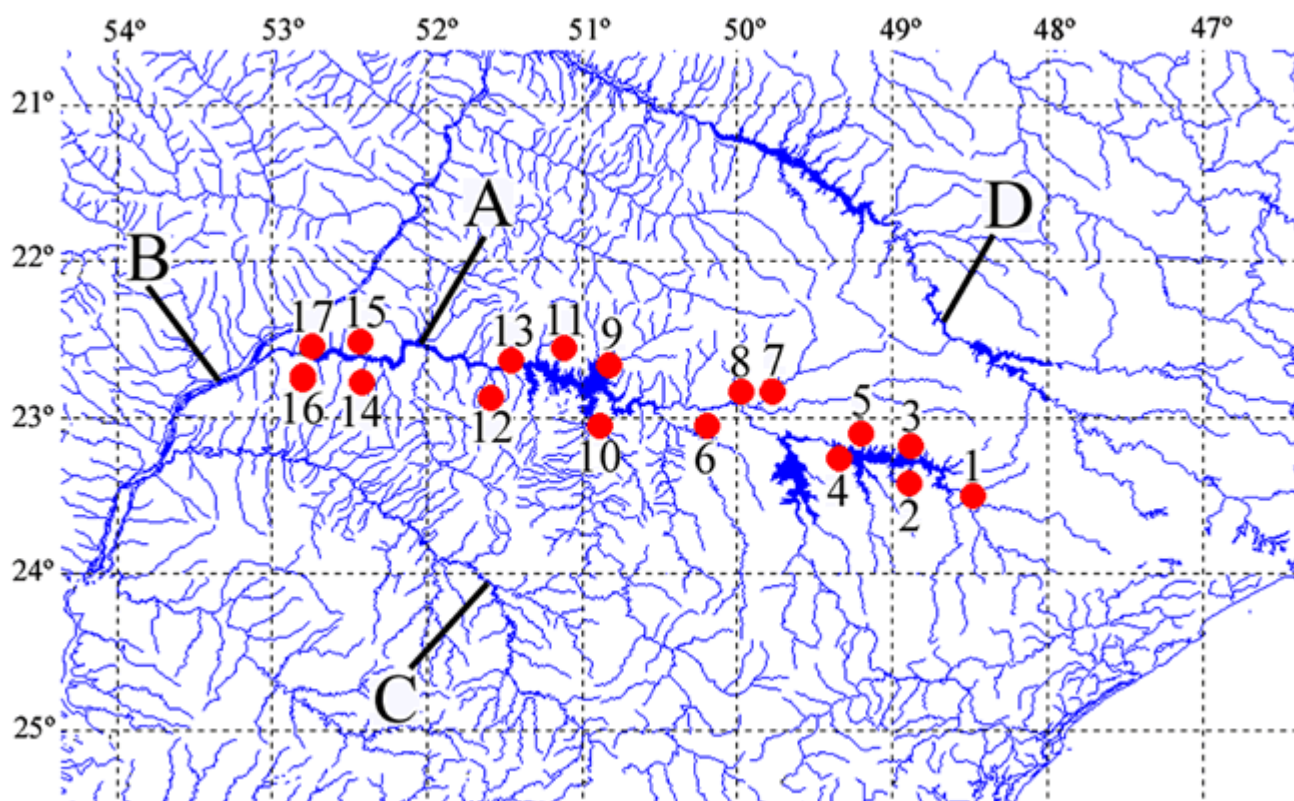


Figura 2. Localização dos 17 trechos de riacho amostrados na bacia do Rio Paranapanema: A) Rio Paranapanema, B) Rio Paraná; C) Rio Ivaí; D) Rio Tietê.

da cidade de Teodoro Sampaio até seu encontro com o rio Paraná, drena os sedimentos cretáceos da formação Caiuá (Instituto Geográfico e Geológico, 1974).

O clima geral nas porções superior e média da bacia é tropical subquente e superúmido, com subseca, enquanto que na porção inferior é tropical subquente úmido, com um a dois meses secos. De modo geral, há pelo menos um mês por ano com temperatura média inferior a 18°C e a temperatura média no mês mais quente é superior a 22°C. A maior parte da bacia está incluída nas isoietas de 1.200 mm anuais (Nimer, 1989). No passado recente, em tempos históricos, a área da bacia de drenagem do Rio Paranapanema era majoritariamente coberta pelos Bosques Subtropicais Decíduos e Mesofíticos do Brasil Oriental e Meridional (=Floresta Estacional Semidecidual) (Huek & Seibert, 1981). Sua ictiofauna, até o momento, foi pouco ou nada estudada, sendo os poucos trabalhos efetivamente publicados - com exceção de Henry et al. (1994), Uieda et al. (1997), Casatti et al. (2001) e Casatti (2002), lidando com a fauna de riachos -

limitados à fauna de porte médio a grande sobrevivente nos reservatórios (p. ex. Carvalho et al., 1998). Infelizmente, do ponto de vista ambiental, o Rio Paranapanema foi bastante impactado pela ação antrópica relativamente recente. Seu canal principal atualmente consiste de uma sucessão de barragens (UHEs Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana), com uma potência total instalada de 2.304 MW, alagando aproximadamente 1.800 km² de sua bacia de drenagem (www.dukeenergy.com.br/pt/links.asp, 08.ix.2001). Da vegetação original da área estudada aqui, praticamente nada sobrou, sendo os Parques Estaduais de Intervales e Morro do Diabo (Inventário Florestal do Estado de São Paulo, 1993), os únicos fragmentos contínuos de floresta com porte significativo, sendo a área desmatada convertida primariamente a atividades agropecuárias (ver Figura 3). É importante apontar que somente dois trechos de riachos coletados corriam dentro de fragmentos significativos de vegetação nativa. Todos os demais corriam inseridos em matas ciliares geralmente estreitas e degradadas em graus



Figura 3. Vista de seção da borda leste do Parque Estadual Morro do Diabo, Município de Teodoro Sampaio, SP, maior fragmento paulista remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, mostrando o profundo impacto de um dos tipos de desmatamento mais comuns na bacia do Rio Paranapanema: áreas de pastagem. (Foto Ricardo M. C. Castro).

variáveis, totalmente cercadas ou por áreas de pastagem ou de cultivo.

3. Material e métodos

3.1 Desenho amostral

Os 17 trechos de riachos amostrados, cada um com aproximadamente 100 m de extensão (Figura 2), foram escolhidos de tal forma que a distância entre eles fosse, na medida do possível, equidistante, ao longo de ambas as margens do canal principal do Rio Paranapanema, sendo sete na margem esquerda e 10 na direita. A definição de riacho adotada é aquela proposta por Castro (1999), e todos os trechos eram de ordem igual ou menor a três (cf. Strahler, 1957). O ponto médio de cada trecho foi georreferenciado via satélite com receptor GPS (Garmin III); as informações sobre os municípios, altitudes e ordens dos trechos de riacho amostrados foram extraídas de cartas 1:50.000 do IBGE e IGGSP.

3.2. Coleta de dados ambientais

A informação geral de campo sobre cada trecho de riacho foi padronizada, quando cabível, de acordo com o modelo apresentado nas fichas de coleta do Programa BIOTA/FAPESP (ver www.biota.org.br). A documentação fotográfica do ambiente foi feita com uma câmera SLR 35 mm, utilizando-se um tripé de suporte posicionado no meio do canal no ponto médio do trecho de riacho.

Os dados de mensuração física do ambiente foram tomados com trena e a velocidade da corrente estimada pelo

método do objeto flutuante (Brower & Zar, 1984). A transparência horizontal da água foi estimada através de disco de Secchi iluminado por lanterna estanque e observado por um membro da equipe equipado com um periscópio estanque, até seu desaparecimento. Nas imediações do ponto médio de cada trecho, foi coletada uma amostra de aproximadamente 500 ml do substrato superficial do leito para análise granulométrica. As medidas de temperaturas do ar e da água, pH, oxigênio dissolvido e condutividade foram tomadas com equipamentos digitais portáteis. Amostras das espécies de plantas mais abundantes no local e com algum contato com a água foram coletadas, herborizadas e identificadas até o nível taxonômico possível.

3.3. Coleta e fotografia de peixes

Para a coleta de peixes, em cada trecho de 100 m de riacho, foi aplicada uma combinação de diversos métodos de captura (Figura 4) de forma a ser obtida uma amostra a mais próxima possível da totalidade da ictiofauna presente em cada trecho amostrado. Assim sendo, o esforço de coleta aplicado a cada variante metodológica foi tão padronizado quanto possível. Com exceção da pesca elétrica, os demais métodos citados estão detalhadamente explicados em Vanzolini & Papavero (1967) e Malabarba & Reis (1987). O método de pesca elétrica utilizado baseou-se em Reynolds (1992), Severi et al. (1995), Suzuki et al. (1997), Mazzoni et al. (2000) e Sônia Buck (comunicação pessoal), com modificações. O equipamento utilizado é ilustrado na Figura 4.1.



Figura 4. Materiais e aplicação de métodos de coleta de peixes: 1) vista geral do equipamento utilizado para pesca elétrica: gerador portátil de corrente alternada (centro, acima), cabo de conexão entre o gerador e os eletrodos (centro abaixo), com interruptor de segurança, puçá condutor (esquerda) e eletrodo em forma de espátula, formado por rede metálica (direita); 2) vista geral dos equipamentos de pesca: duas redes de bloqueio (acima e abaixo, azul-escuras), puçá não condutor para auxiliar na pesca elétrica (esquerda, com malha branca), rede de arrasto manual (direita, com bóias de cor bege), peneiras metálicas (canto superior esquerdo), luvas e macacões plásticos para isolamento elétrico (centro, orientados verticalmente); 3) equipe de coleta preparando-se para iniciar a passagem de pesca elétrica; os dois coletores do lado esquerdo da foto portam os eletrodos e o do lado direito, um balde com água e um puçá simples, não condutor (Fotos Ricardo M. C. Castro).

Cada trecho de 100 m de riacho foi bloqueado em seus extremos com redes de bloqueio (10 x 2 m, 5 mm de malha) para impedir a fuga dos peixes. Foram feitas coletas sucessivas (sentido jusante-montante), com duração aproximada de 30 minutos cada, três delas por pesca elétrica (Figura 4), duas com uma rede de arrasto manual (3,5 x 1,7 m, 5 mm de malha) e uma com peneiras metálicas (75 cm de diâmetro, 2 mm de malha) (Figura 4.2). As passagens com arrastos manuais e peneiras foram intercaladas, sem paradas, entre as passagens de pesca elétrica. Na pesca elétrica, dois coletores equipados com eletrodos foram seguidos por um coletor equipado com um puçá simples e um balde, para auxiliar na coleta dos peixes afetados pela corrente elétrica, porém não capturados pelo operador com o puçá condutor (Figura 4.3).

O principal componente do equipamento de pesca elétrica (Figura 4.1) utilizado neste estudo é um gerador portátil de corrente alternada (220 V, 50-60 Hz, 3,4-4,1 A, 1000 W), ligado a dois eletrodos por um cabo multifilamento flexível com 60 metros de extensão. O eletrodo em forma de espátula gradeada é feito de aço inoxidável (40 cm de diâmetro, 10 mm de malha); o eletrodo de captura propriamente dito é um puçá triangular (40 x 25 x 15 cm) com armação de alumínio e um saco de rede com 50 cm de profundidade (1,5 mm de malha). Ambos ligam-se ao cabo principal por um fio condutor de 1,5 mm de diâmetro. Por motivos de segurança, na empunhadura do puçá há um botão interruptor que só permite a passagem de corrente quando pressionado; em adição, há também uma chave trifásica no cabo principal a dois metros do gerador. Os coletores sempre trajavam macacões e luvas eletricamente isolantes (Figuras 4.2 e 4.3).

Todos os exemplares capturados, com exceção daqueles selecionados para fotografia e/ou para extração de amostras de tecido para análises genéticas foram imediatamente fixados em formalina 10%, transferidos para etanol 70% para conservação e depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), do

Departamento de Biologia da F.F.C.L.R.P. – Universidade de São Paulo (ver item de número sete deste trabalho). O material coletado foi separado em lotes mono-específicos, e os indivíduos de cada lote foram contados, medidos (comprimento padrão em mm) e pesados (gr). Para ilustração fotográfica das espécies de peixes coletadas, alguns exemplares foram fotografados vivos, no campo, em vista lateral esquerda, imersos em água, em um pequeno aquário de vidro.

3.4. Tratamento e análise dos dados

A diversidade de espécies foi medida através dos índices de diversidade específica de Shannon-Wiener ($H' = -\sum p_i \cdot \ln p_i$, onde p_i é a frequência relativa da espécie i) e de Simpson ($D = \sum p_i^2$) e a uniformidade da distribuição das espécies foi medida através do índice de equitabilidade ($E = H'/H_{\max}$) (cf. Ludwig & Reynolds, 1988). Tais análises foram conduzidas com o auxílio do programa de computador Bio Diversity Pro (McAlecce et al., 1997).

Para avaliar a eficiência do inventário, foi utilizado um estimador de riqueza por extrapolação (“Incidence-based Coverage Estimator”, ICE, cf. Lee & Chao, 1994), que possibilita o cálculo do fator de correção utilizando a incidência (frequência de ocorrência) de espécies raras. Este procedimento foi realizado com o auxílio do pacote estatístico para PC EstimateS 5, aplicando-se a opção de 50 aleatorizações (Colwell, 1997).

4. Resultados

São apresentados os dados de posição geográfica, altitude, hierarquia fluvial (ordem) de todos os trechos de riacho e datas de coleta (Tabela 1); fisiografia, parâmetros físico-químicos, transparência horizontal da água, granulometria predominante do fundo, tipo da vegetação do entorno (Tabela 2) e descrições gerais sucintas de cada trecho (Tabela 3). Nas Figuras 5.1 a 5.17, o ponto médio de cada trecho é ilustrado.

Tabela 1. Localização, altitude, hierarquia fluvial (ordem) e data de coleta dos trechos de riachos amostrados na bacia do Rio Paranapanema.

Trechos	Estado	Localidade	Altitude (m)	Ordem	Data
1	SP	Município de Angatuba, Córrego Poço dos Patos 23°29'38,4" S 48°28'29" W	615	2	03.IV.2001
2	SP	Município de Paranapanema, Sítio Santa Luzia, riacho sem nome 23°24'34,5" S 48°53'55,2" W	659	1	22.IV.2001
3	SP	Município de Cerqueira César, Córrego Virado 23°05'45,2" S 49°12'36,4" W	486	3	20.IV.2001
4	SP	Município de Pirajú, Chácara Monte Alegre, riacho sem nome 23°14'46,9" S 49°20'20,4" W	599	2	21.IV.2001
5	SP	Município de São Pedro do Turvo, Ribeirão Claro 22° 48'12,4" S 49°47'04,7" W	500	2	18.IV.2001
6	SP	Município de Jacarezinho, Fazenda Sertãozinho, Riacho Água Seca 23°10'41,2" S 49°52'52,9" W	488	2	19.IV.2001
7	SP	Município de Salto Grande, Sítio Santo Antonio, Ribeirão Santana 22°49'03,1" S 49°58'24,2" W	447	3	02.IX.2000
8	PR	Município de Andirá, Fazenda das Antas, Córrego das Águas das Antas 23°02'56" S 50°11'50,7" W	421	3	04.IX.2000
9	SP	Município de Cruzália, Córrego Água do Macaco 22°39'46,9" S 50°49'39,5" W	352	1	06.IX.2000
10	PR	Município de Rancho Alegre, Fazenda Fartura, Córrego Água da Laranjinha 23°02'30" S 50°53'26,3" W	358	1	05.IX.2000
11	SP	Município de Iepê, Fazenda Jaguaretê, Córrego Congonha 22°32'46,3" S 51°07'04,7" W	399	1	07.IX.2000
12	PR	Município de Centenário do Sul, Sítio Nova Vida, Córrego da Boa Esperança 22°51'9,4" S 51°35'8,5" W	417	2	03.VIII.2000
13	SP	Município de Nanduba, Fazenda São José, riacho sem nome 22°37'50,5" S 51°27'44,1" W	336	2	02.VIII.2000
14	PR	Município de Paranaíba, Fazenda Rancho de Zinco e Cristo Rei, Córrego Santa Clara 22°45'54,2" S 52°25'19,0" W	287	1	08.VIII.2000
15	SP	Município de Teodoro Sampaio, Ribeirão da Estação 22°30'29,4" S 52°26'07,5" W	296	1	06.VIII.2000
16	PR	Município de Diamante do Norte, Fazenda Água Mole, Córrego Água Mole 22°38'31,7" S 52°48'59,0" W	289	1	07.VIII.2000
17	SP	Município de Euclides da Cunha, Rio do Piau 22°33'04,9" S 52°44'36,3" W	285	1	05.VIII.2000

Tabela 2. Fisiografia, dados físico-químicos, transparência horizontal da água, composição granulométrica predominante da amostra de fundo no ponto médio (cf. Cummins, 1962) e vegetação do entorno nos 17 trechos de riachos amostrados na bacia do Rio Paranapanema.

Trechos	Variação da largura (m)	Variação da profundidade (m)	Velocidade da corrente (m.s ⁻¹)	Temperaturas do ar e da água (°C/°C)	pH	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Transparência horizontal (m)	Granulometria dominante do substrato	Vegetação do entorno
1	1,4-3,3	0,06-0,6	0,21	24,5/20,9	7,80	*	142,7	0,40	grânulos e areia muito grossa	pastagem
2	2,3-3,3	0,1-0,2	0,75	20,1/19,7	8,48	*	479	0,50	grânulos e areia grossa	pastagem
3	1,7-3,5	0,1-0,8	0,12	24,5/19,3	8,28	*	46,9	0,60	areia grossa e média	pastagem
4	0,6-2,3	0,1-0,6	1,0	26,6/19,5	8,04	*	43,3	0,40	grânulos e areia muito grossa	pastagem
5	1,5-3,0	0,3-1,0	0,18	27,8/22,1	8	*	30,3	0,65	saibro e areia fina	pastagem
6	1,4-4,0	0,02-0,4	~0	23,5/20,2	8,07	*	199,9	1,10	areia média e fina	pastagem
7	4,3-6,2	0,03-0,25	0,90	16,5/18,7	7,2	9,9	67	0,20	pedras e cascalho	pastagem
8	2,3-3,9	0,01-0,16	0,46	14,9/15,3	7,6	10,9	111	0,20	grânulos e areia muito grossa	mata
9	1,10-2,32	0,04-0,38	0,29	15,3/17,2	7,4	9,5	151	0,25	saibro e cascalho	pastagem

10	2,00-2,50	0,04-0,24	0,23	15,5/14,8	7,6	9,7	118	0,40	areia média e fina	milharal
11	1,51-2,79	0,01-0,40	0,53	17,8/17,9	7,7	9,1	24	0,39	cascalho arenoso e cascalho areia média e fina	pastagem
12	1,51-2,00	0,04-0,20	0,15	19,5/16,6	7,7	8,3	65	1,26	areia média e fina	pastagem
13	2,0-4,4	0,05-0,32	0,24	23,0/17,7	7,6	9,4	72	1,36	areia média e fina	pastagem
14	1,1-2,1	0,20-0,72	0,42	28,0/21,4	7,6	11,3	30	0,74	areia média e fina	mata
15	2,8-4,3	0,13-0,66	0,65	17,7/18,4	7,9	8,9	15	0,56	areia média e grossa	pastagem
16	0,7-1,0	0,17-0,4	0,20	31,0/18,6	8,7	10,6	17	0,40	areia média e fina	pastagem
17	2,65-4,20	0,20-0,92	0,47	24,3/17,2	8,1	9,6	21	0,53	cascalho e areia grossa	pastagem

* Valores não obtidos devido à falha irreparável dos oxímetros no campo.

Tabela 3. Descrição geral sucinta dos 17 trechos de riachos amostrados na bacia do Rio Paranapanema.

Trechos	Descrição
1	Traçado sinuoso; margens com declividade mediana e barrancos entre 0,2-1,5 m de altura; com alternância de corredeiras e poços; margens com predominância de “capins” (Poaceae - <i>Brachiaria</i> sp.) e arbustos (Euphorbiaceae - <i>Croton urucurana</i>).
2	Traçado sinuoso; margens com declividade acentuada e barrancos de até 1,5 m de altura; com alternância de poços e corredeiras; margens com predominância de Heliconiaceae (<i>Heliconia</i> sp.), Campanulaceae (<i>Centropogon</i> sp.) e “samambaias” (Pterydophyta – Thelypteridaceae).
3	Traçado sinuoso; margens com barrancos de até 30 cm de altura e declividade variável; pequenas praias e corredeiras presentes; margens dominadas por “capins-navalha” (Cyperaceae - <i>Rhynchospora aurea</i>), “cruzes-de-malta” (Onagraceae - <i>Ludwigia</i> sp.) e pequenas campanuláceas.
4	Traçado pouco sinuoso; margens com barrancos de até 2 m de altura; com alternância de poços e corredeiras; leito com algumas rochas maiores em trechos mais correntosos. Margens com predominância de “begônias” (Begoniaceae), “lírios-do-brejo” (Zingiberiaceae - <i>Hedychium</i> sp.) e “trapoerabas” (Commelinaceae – <i>Commelina</i> sp.).
5	Traçado pouco sinuoso; margens com 30-40 cm de altura (declividade de 45°); parcialmente encaixado; com corredeiras e pequenos poços intercalados; leito com galhadas e troncos submersos; margens alagadas, com predominância de “trapoerabas” (Commelinaceae – <i>Tradescantia</i> sp.) e “lírios-do-brejo” (Zingiberiaceae - <i>Hedychium</i> sp.).
6	Traçado bem pouco sinuoso; margens com barrancos quase verticais de até 90 cm de altura; pequenas praias presentes; com alternância de poços e pequenas corredeiras rasas; leito com algumas rochas maiores; margens com predominância de Melastomataceae, Haloragaceae (<i>Myriophyllum aquaticum</i>) e “capins” (Poaceae - <i>Croix lacryma-jobi</i>).
7	Traçado pouco sinuoso; margens de baixa declividade, com pequenas praias; leito predominantemente rochoso; margens com predominância de “samambaias” (Pterydophyta – Thelypteridaceae) e “trapoerabas” (Commelinaceae – <i>Commelina</i> sp.).
8	Traçado pouco sinuoso; margens com barrancos de até 90° de declividade; trecho superior lântico, com galhadas e folhiço; ponto médio com queda d’água de 3 m, seguida de corredeiras; leito rochoso no trecho médio; margens com predominância de Piperaceae (<i>Piper</i> cf. <i>tuberculatum</i>) e Commelinaceae (<i>Tradescantia</i> sp. e <i>Tradescantia zebrina</i>).
9	Trecho sinuoso; margens variando entre pequenas praias e barrancos íngremes; com corredeiras e pequenos poços no terço médio; margens com predominância de “samambaias” (Pterydophyta - Thelypteridaceae), “trapoerabas” (Commelinaceae - <i>Commelina</i> sp.) e “capins” (Poaceae).

- 10 Trecho sinuoso; margens variando entre pequenas praias e barrancos íngremes; com alternância de poços e corredeiras; leito rochoso na sua maior parte; margens repletas de “samambaias” (Pteridophyta – Thelypteridaceae) e “pimenteiras” (Piperaceae - *Piper* cf. *tuberculatum*).
- 11 Traçado sinuoso; margens com barrancos com até 90° de inclinação; predominância de corredeiras, pequenos poços marginais, com galhadas semi-submersas; margens com predominância de Commelinaceae (*Commelina* sp.) e Zingiberiaceae (*Hedychium* sp.).
- 12 Traçado sinuoso; margens com barrancos de 1,5-4,0 m de altura (declividade 70°-90°); com predominância de áreas de corredeiras rasa; leito rochoso, com acúmulo de areia nos poços; margens com predominância de Piperaceae (*Piper* cf. *tuberculatum*) e Poaceae (*Leersia* sp.).
- 13 Traçado pouco sinuoso; margens com declividade suave (30°-40°), com alguns barrancos verticais de até 2,5 m de altura; com alternância de pequenas corredeiras e poços rasos; margens com predominância de Piperaceae (*Piper* cf. *tuberculatum*).
- 14 Traçado sinuoso; margens com declividade suave; sem poços e corredeiras definidos; leito com pouco folhoso e algumas galhadas maiores; margens alagadas, com predominância de “trapoerabas” (Comelinaceae – *Tradescantia* sp.) e “capins” (Poaceae).
- 15 Traçado medianamente sinuoso; margens com declividade acentuada (60°-70°), com até 13 m de altura; com pequenas quedas d’água e corredeiras e poços relativamente profundos; leito com afloramentos de arenito tabular friável; margens com predominância de Piperaceae (*Piper* cf. *tuberculatum*).
- 16 Traçado pouco sinuoso; margens quase planas, canal encaixado em canaleta relativamente profunda; leito com pouco folhoso; margens com predominância de “capins” (Cyperaceae - *Fimbristylis* sp.) e samambaias (Pteridophyta – Polypodiaceae).
- 17 Traçado sinuoso; margens com declividade suave e canal principal encaixado em ravina com margens quase verticais; sem definição clara de poços e corredeiras; margens com predominância de Piperaceae (*Piper* cf. *tuberculatum*) e Heliconiaceae (*Heliconia* sp.).



Figura 5. Vistas dos pontos médios dos 17 trechos de riachos amostrados na bacia do Rio Paranapanema. As respectivas coordenadas geográficas e numerações de campo são apresentadas entre parênteses: 1) Córrego Poço dos Patos (23°29'38,4"S 48°28'29"W - APA 042); 2) Riacho sem nome (23°24'34,5"S 48°53'55,2"W - APA 041); 3) Córrego Virado (23°05'45,2"S 49°12'36,4"W - APA 039); 4) Riacho sem nome (23°14'46,9"S 49°20'20,4"W - APA 040); 5) Ribeirão Claro (22°48'12,4"S 49°47'04,7"W - APA 037); 6) Riacho Água Seca (23°10'41,2"S 49°52'52,9"W - APA 038); 7) Ribeirão Santana (22°49'03,1"S 49°58'24,2"W - MPA 031); 8) Córrego das Águas das Antas (23°02'56"S 50°11'50,7"W - MPA 032); 9) Córrego Água do Macaco (22°39'46,9"S 50°49'39,5"W - MPA 034); 10) Ribeirão sem nome (23°02'30"S 50°53'26,3"W - MPA 033); 11) Córrego Congonha (22°32'46,3"S 51°07'04,7"W - MPA 035); 12) Córrego Boa Esperança (22°51'9,4"S 51°35'8,5"W - PPA 026); 13) Córrego sem nome (22°37'50,5"S 51°27'44,1"W - PPA 025); 14) Córrego Santa Clara (22°45'54,2"S 52°25'19,0"W - PPA 030); 15) Ribeirão da Estação (22°30'29,4"S 52°26'07,5"W - PPA 028); 16) Córrego Água Mole (22°38'31,7"S 52°48'59,0"W - PPA 029); 17) Rio do Piau (22°33'04,9"S 52°44'36,3"W - PPA 027) (Fotos Alexandre C. Ribeiro, Alex L. A. Melo e Ricardo M. C. Castro).

Foram coletados 3.683 exemplares, pertencentes a seis ordens, 16 famílias, 37 gêneros e 52 espécies (Tabela 4), perfazendo uma biomassa total de 16,8 kg. Das espécies coletadas, aproximadamente 36% pertencem a ordem Siluriformes, 36% a Characiformes, 11% a Gymnotiformes, 10% a Perciformes, 4% a Cyprinodontiformes e 2% a Synbranchiformes. Apenas 17 (aproximadamente 0,5% do total) dos exemplares coletados (Figuras 6 a 9), têm comprimento padrão superior a 150 mm (Tabelas 5.a a 5.c e

Figuras. 6 a 9). As espécies mais abundantes foram *Astyanax altiparanae* (15,2%) e *Astyanax* sp. 1 (12,3%); as com maior biomassa foram *A. altiparanae* (28%) e *Geophagus brasiliensis* (13%). A composição da ictiocenose, em termos de abundância e biomassa por família, indica a predominância expressiva de Characidae, seguida por Loricariidae, Pimelodidae e Cichlidae (Figura 10). Com relação ao número de espécies, as ordens Siluriformes e Characiformes tiveram maior representatividade, com aproximadamente 36% do total de espécies coletadas cada uma delas.

Tabela 4. Lista das espécies de peixes coletadas nos 17 trechos riachos estudados na bacia do Rio Paranapanema, SP e PR.

Ordem Characiformes

Família Erythrinidae

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)

Família Characidae

Subfamília Tetragonopterinae

Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Astyanax scabripinnis Eigenmann, 1914

Astyanax sp. 1

Astyanax sp. 2

Bryconamericus stramineus (Eigenmann, 1908)

Bryconamericus sp.

Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907)

Oligosarcus paranensis Menezes & Géry, 1983

Oligosarcus pinto Campos, 1945

Piabina argentea Reinhardt, 1866

Subfamília Cheirodontinae

Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915)

Serrapinnus sp.

Família Crenuchidae

Characidium gomesi Travassos, 1956

Characidium zebra Eigenmann, 1909

Família Curimatidae

Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Família Anostomidae

Leporinus paranensis Garavella & Britski, 1987

Família Parodontidae

Apareiodon piracicabae Eigenmann, 1907

Ordem Siluriformes

Família Pimelodidae

Subfamília Heptapterinae

Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959

Imparfinis mirini Haseman, 1911

Imparfinis schubarti (Gomes, 1956)

Pimelodella sp.

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

Phenacorhamdia tenebrosa (Schubart, 1964)

Subfamília Pimelodinae

Pimelodus maculatus LaCepède, 1803

Família Auchenipteridae

Tatia neivai (Ihering, 1930)

Família Trichomycteridae

Eremophilus sp.

Trichomycterus sp.

Família Callichthyidae

Subfamília Callichthyinae

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)

Subfamília Corydoradinae

Corydoras aeneus (Gill, 1858)

Família Loricariidae

Subfamília Neoplecostominae

Neoplecostomus paranensis Langeani, 1990

Subfamília Hypoptopomatinae

Hisonotus sp. 1

Hisonotus sp. 2

Subfamília Loricariinae

Rineloricaria pentamaculata Langeani & Araujo, 1994

Subfamília Hypostominae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)

Hypostomus nigromaculatus (Schubart, 1964)

Hypostomus regani (Ihering, 1905)

Ordem Gymnotiformes

Família Sternopygidae

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1847)

Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)

Família Gymnotidae

Gymnotus cf. *carapo* Linnaeus, 1758

Gymnotus cf. *inaequilabiatus* (Valenciennes, 1842)

Gymnotus cf. *sylvius* Albert & Fernandes-Matioli, 1999

Gymnotus sp.

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae

Phalloceros caudimaculatus (Hensel, 1868)

Poecilia reticulata Peters, 1859 *

Ordem Synbranchiformes

Família Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Subfamília Pseudocrenilabrinae

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) *

Tilapia rendalli (Boulenger, 1897) *

Subfamília Cichlasomatinae

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983

Subfamília Cichlinae

Crenicichla britskii Kullander, 1982

Subfamília Geophaginae

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)

* espécies introduzidas

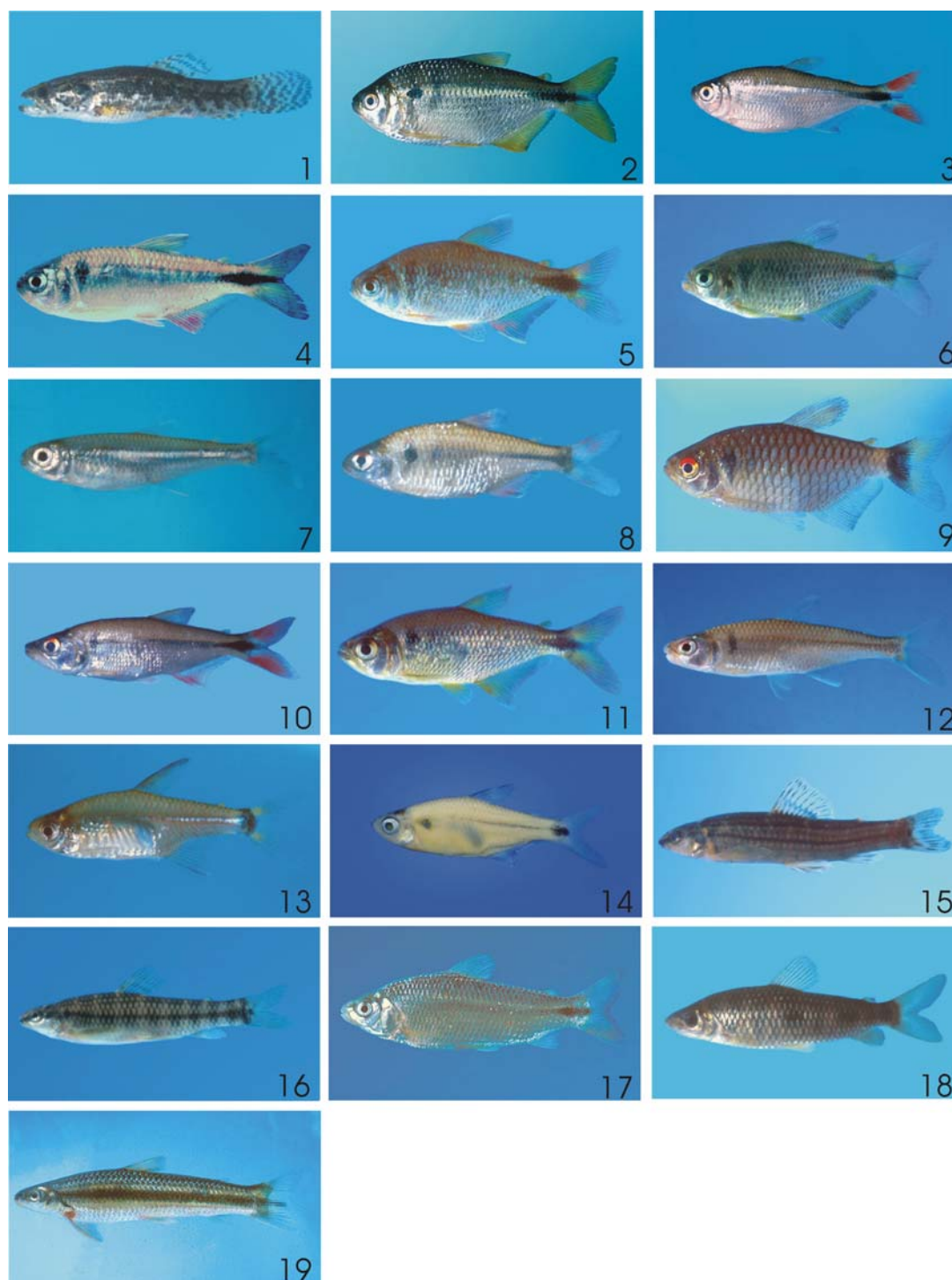


Figura 6. Exemplares representativos das espécies de peixes da ordem Characiformes coletadas na bacia do Rio Paranapanema. Os respectivos números de registro na coleção ictiológica do LIRP e comprimentos padrões são apresentados após os nomes das espécies: 1) *Hoplias malabaricus*, LIRP 1694, 53,3 mm; 2) *Astyanax altiparanae*, LIRP 2878, 83,3 mm; 3) *Astyanax fasciatus*, LIRP 2755, 65,7 mm; 4) *Astyanax scabripinnis*, LIRP 2680, 61,3 mm; 5) *Astyanax* sp.1, LIRP 2748, 48,2 mm; 6) *Astyanax* sp.2, LIRP 2734, 94,6 mm; 7) *Bryconamericus stramineus*, LIRP 2793, 41,0 mm; 8) *Bryconamericus* sp., LIRP 2784, 47,6 mm; 9) *Moenkhausia sanctaefilomenae*, LIRP 2390, 56,8 mm; 10) *Oligosarcus paranaensis*, LIRP 2395, 70,3 mm; 11) *Oligosarcus pintoii*, LIRP 1695, 52,0 mm; 12) *Piabina argentea*, LIRP 2418, 60,6 mm; 13) *Serrapinnus notomelas*, LIRP 2505, 24,5 mm; 14) *Serrapinnus* sp., LIRP 2491, 25,0 mm; 15) *Characidium gomesi*, LIRP 2507, 56,1 mm; 16) *Characidium zebra*, LIRP 2518, 52,4 mm; 17) *Cyphocharax modestus*, LIRP 2347, 104,1 mm; 18) *Leporinus paranensis*, LIRP 2254, 101,5 mm; 19) *Apareiodon piracicabae*, LIRP 2553, 90,8 mm (Fotos Alexandre C. Ribeiro, Alex L. A. Melo e Ricardo M. C. Castro).

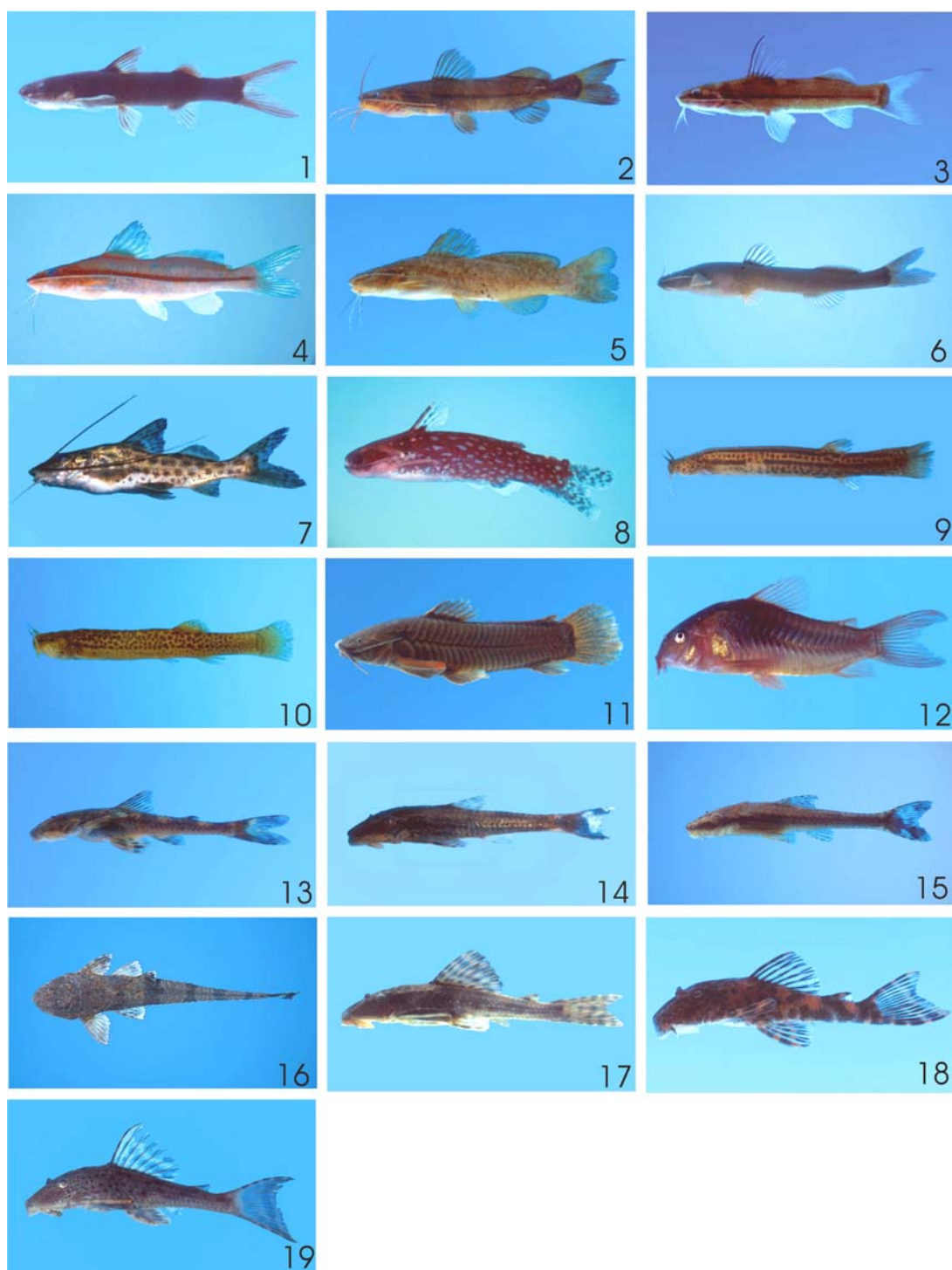


Figura 7. Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Siluriformes coletadas na bacia do Rio Paranapanema. Os seus respectivos números de registro na coleção ictiológica do LIRP e comprimentos padrões são apresentados após os nomes das espécies: 1) *Cetopsorhamdia iheringi*, LIRP 2809, 57,3 mm; 2) *Imparfinis schubarti*, LIRP 2943, 76,8 mm; 3) *Imparfinis mirini*, LIRP 2948, 76,3 mm; 4) *Pimelodella* sp., LIRP 2924, 74,9 mm; 5) *Rhamdia quelen*, LIRP 1698, 90,0 mm; 6) *Phenacorhamdia tenebrosa*, LIRP 2873, 58,2 mm; 7) *Pimelodus maculatus*, LIRP 2392, 89,9 mm; 8) *Tatia neivai*, LIRP 2413, 45,9 mm; 9) *Eremophilus* sp., LIRP 2801, 43,6 mm; 10) *Trichomycterus* sp., LIRP 2800, 48,6 mm; 11) *Callichthys callichthys*, LIRP 2541, 83,1 mm; 12) *Corydoras aeneus*, LIRP 1700, 39,4 mm; 13) *Neoplecostomus paranensis*, LIRP 2778, 96,9 mm; 14) *Hisonotus* sp.1, LIRP 2267, 24,2 mm; 15) *Hisonotus* sp.2, LIRP 2262, 33,4 mm; 16) *Rineloricaria pentamaculata*, LIRP 2777, 95,6 mm; 17) *Hypostomus ancistroides*, LIRP 1701, 83,3 mm; 18) *Hypostomus nigromaculatus*, LIRP 1702, 36,8 mm; 19) *Hypostomus regani*, LIRP 2660, 73,0 mm (Fotos Alexandre C. Ribeiro, Alex L. A. Melo e Ricardo M. C. Castro).

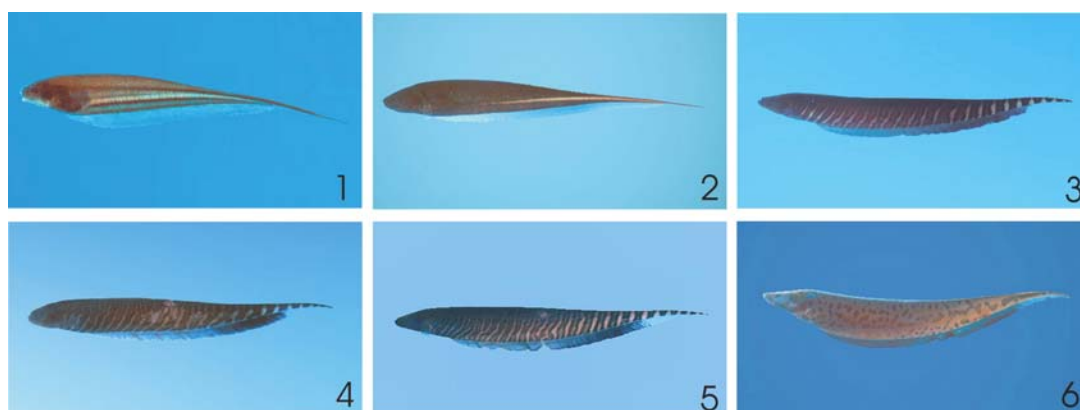


Figura 8. Exemplares representativos das espécies de peixes da ordem Gymnotiformes coletadas na bacia do Rio Paranapanema. Os respectivos números de registro na coleção ictiológica do LIRP e comprimentos totais são apresentados após os nomes das espécies: 1) *Eigenmannia virescens*, LIRP 2822, 131,0 mm; 2) *Sternopygus macrurus*, LIRP 2815, 180,6 mm; 3) *Gymnotus* cf. *carapo*, LIRP 2859, 196,4 mm; 4) *Gymnotus* cf. *inaequilabiat*, LIRP 2861, 84,1 mm; 5) *Gymnotus* cf. *sylvius*, LIRP 2841, 134,1 mm; 6) *Gymnotus* sp., LIRP 2866, 194,8 mm (Fotos Alexandre C. Ribeiro, Alex L. A. Melo e Ricardo M. C. Castro).

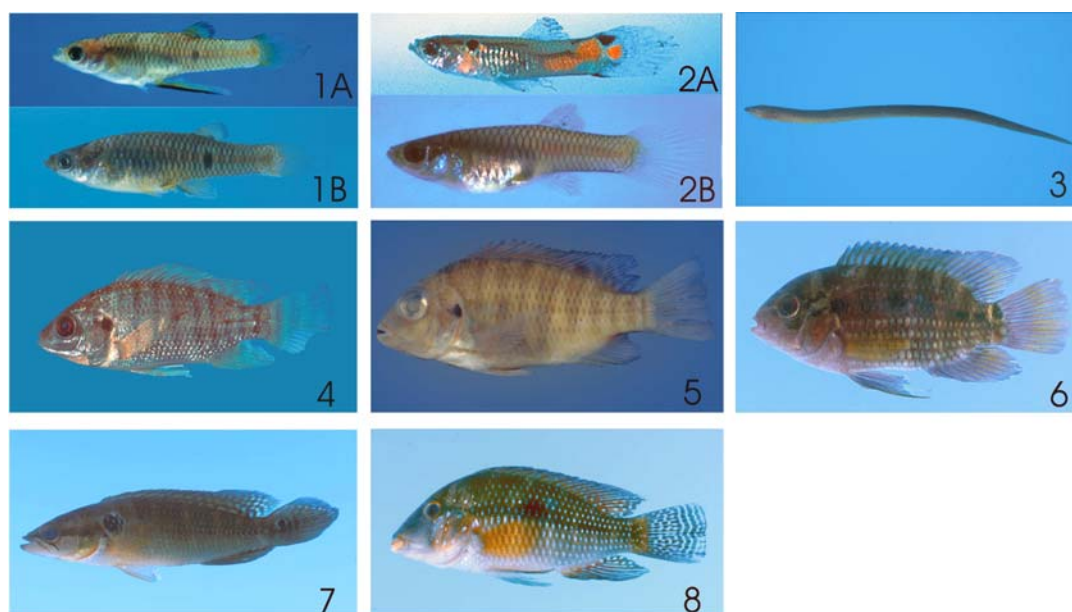


Figura 9. Exemplares representativos das espécies de peixes das ordens Cyprinodontiformes, Synbranchiformes e Perciformes coletadas na bacia do Rio Paranapanema. Os respectivos números de registro na coleção ictiológica do LIRP e comprimentos padrões (comprimento total, figura 9.3) são apresentados após os nomes das espécies: 1) *Phallocheros caudimaculatus*, A (macho), LIRP 1704, 19,9 mm, B (fêmea), LIRP 1704, 25,9 mm; 2) *Poecilia reticulata*, A (macho), LIRP 2641, 19,3 mm, B (fêmea), LIRP 2635, 22,9 mm; 3) *Synbranchus marmoratus*, LIRP 2575, 173,0 mm; 4) *Oreochromis niloticus*, LIRP 2594, 57,6 mm; 5) *Tilapia rendalli*, LIRP 2592, 59,0 mm; 6) *Cichlasoma paranaense*, LIRP 2608, 71,1 mm; 7) *Crenicichla britskii*, LIRP 2576, 68,0 mm; 8) *Geophagus brasiliensis*, LIRP 2655, 67,1 mm (Fotos Alexandre C. Ribeiro, Alex L. A. Melo e Ricardo M. C. Castro).

Tabela 5a. Número total de indivíduos coletados (N), amplitude do comprimento padrão (CP) em mm e biomassa total (BM) em gramas dos peixes coletados nos trechos de riachos de números 1 a 6 da bacia do Rio Paranapanema.

Trechos	1			2			3			4			5			6		
Espécies	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM
<i>Astyanax altiparanae</i>	40	36,7 - 75,8	254,5	-	-	-	-	-	-	10	43,3 - 78,4	83	3	51,1 - 72,2	24	12	56,3 - 90,6	205
<i>Astyanax fasciatus</i>	23	21,7 - 71,6	75,5	28	33,9 - 61,3	107	44	17,8 - 90,3	116	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astyanax scabripinnis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	17,2 - 61,3	13,5	132	23,5 - 85,6	348,5
<i>Astyanax</i> sp. 1	-	-	-	68	24,0 - 61,2	174	5	23,7 - 58,5	10,5	18	22,8 - 49,4	30,5	-	-	-	322	26,1 - 64,7	816,5
<i>Bryconamericus</i> sp.	-	-	-	185	12,3 - 49,9	184,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	103	38,7 - 42,9	264,5
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	-	19	43,4 - 78,0	119	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	-	-	-	-	-	-	3	25,7 - 41,6	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modestus</i>	5	40,4 - 106,7	105	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	-	-	-	-	-	-	15	46,3 - 158,1	79	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eremophilus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1	43,6	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	17	26,4 - 99,2	229	10	26,7 - 91,7	167,5	6	21,2 - 122,2	93	-	-	-	2	58,9 - 68,1	19	254	15,0 - 107,5	1685,5
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	84,1	2	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnotus</i> cf. <i>inaequilabiatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	132	16	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnotus</i> sp.	1	194,8	27,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnotus</i> cf. <i>sylvius</i>	4	131,7 - 178,3	61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	46,9 - 149,8	11,5	-	-	-
<i>Hisonotus</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	124	18,7 - 37,4	108,5	22	12,8 - 33,6	8,5	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	3	78,6 - 123,5	73	-	-	-	4	43,4 - 80,4	106	-	-	-	-	-	-	1	104	25
<i>Hypostomus ancistroides</i>	7	34,8 - 56,8	18	5	27,9-46,4	6	31	21,4 - 76,2	71	1	68,5	7,5	5	20,1 - 48,7	9	3	32,1 - 49,0	6
<i>Imparfinis mirini</i>	3	31,5 - 71,6	8	-	-	-	5	39,3 - 47,7	9	35	25,5 - 58,6	55,5	1	36,9	1	2	67,0 - 76,6	5
<i>Oligosarcus paranensis</i>	-	-	-	2	75,8 - 79,2	17,5	2	38,0 - 42,4	2,5	-	-	-	-	-	-	13	24,1 - 83,4	60
<i>Oreochromis niloticus</i>	7	22,0 - 69,2	26,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	-	-	-	6	13,5 - 32,2	2	12	13,5 - 24,4	3	-	-	-	-	-	-	91	14,0 - 38,1	29
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	-	-	-	-	-	-	1	27,9	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piabina argentea</i>	7	27,8 - 48,9	8	-	-	-	15	22,0 - 61,8	45,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodella</i> sp.	1	105,6	21,5	-	-	-	16	33,4 - 81,6	46,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	4	89,9 - 116,5	93,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhamdia quelen</i>	-	-	-	1	124,7	32,5	-	-	-	4	17,5 - 78,9	10	-	-	-	-	-	-
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	-	-	-	-	-	-	17	25,4 - 103,7	56,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrapinnus notomelas</i>	6	14,4 - 26,9	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrapinnus</i> sp.	2	22,9 - 23,9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	173,1	7,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tilapia rendalli</i>	-	-	-	-	-	-	1	59	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichomycterus</i> sp.	-	-	-	33	16,7 - 85,3	93,5	-	-	-	1	48,6	1,5	-	-	-	-	-	-
Totais	131		1011,5	357		903,5	302		758,5	93		214,5	16		78	933		3445

Tabela 5b. Número total de indivíduos coletados (N), amplitude do comprimento padrão (CP) em mm, e biomassa total (BM) em gramas dos peixes coletados nos trechos de riachos 7 a 11 da bacia do Rio Paranapanema.

Trechos	7			8			9			10			11		
Espécies	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM
<i>Apareiodon piracicabae</i>	5	53,3 - 109,4	86,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astyanax altiparanae</i>	12	33,7 - 91,3	148	30	40,7 - 85,1	283	27	42,5 - 94,3	468,5	249	33,2 - 79,4	1174	-	-	-
<i>Astyanax fasciatus</i>	-	-	-	-	-	-	8	30,2 - 76,7	23	-	-	-	-	-	-
<i>Astyanax scabripinnis</i>	13	69,0-92,3	191,5	8	23,7 - 63,1	26	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astyanax</i> sp. 1	35	18,1-76,9	278	1	63,5	8,5	1	72,6	4,5	1	57,1	5	-	-	-
<i>Bryconamericus</i> sp.	-	-	-	1	41,4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bryconamericus stramineus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29	26,0 - 49,7	29,5
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	-	-	-	45	28,1 - 73,0	83	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Characidium gomesi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	38,3 - 47,8	9
<i>Characidium zebra</i>	-	-	-	2	38,7 - 42,9	1	-	-	-	3	43,6 - 62,3	8,5	-	-	-
<i>Cichlasoma paranaense</i>	-	-	-	-	-	-	2	69,3 - 73,9	43	1	71,1	23	-	-	-
<i>Corydoras aeneus</i>	20	28,3 - 44,1	149,5	-	-	-	99	25,6 - 45,6	212,5	27	29,3 - 41,5	57,5	-	-	-
<i>Crenicichla britskii</i>	3	67,7 - 78,4	30	-	-	-	5	64,6 - 113,6	101	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnotus</i> cf. <i>inaequilabiatus</i>	-	-	-	-	-	-	4	140,0 - 155,0	70,5	-	-	-	5	78,2 - 130,9	38
<i>Gymnotus</i> cf. <i>sylvius</i>	-	-	-	-	-	-	2	138,7 - 155,0	47	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	-	-	-	-	-	2	84,8 - 140,0	78,5	1	153,6	88	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	-	-	1	105,1	29	15	44,3 - 64,2	71	29	27,2 - 87,5	115	1	87,4	19,5
<i>Hypostomus regani</i>	19	36,4 - 111,6	320	12	42,2 - 88,6	120	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Imparfinis mirini</i>	1	76,3	7,5	31	29,2 - 49,6	32,5	53	23,2 - 67,8	81	20	35,2 - 63,3	52	-	-	-
<i>Imparfinis schubarti</i>	-	-	-	1	39,5	1	2	38,8 - 56,1	5	-	-	-	-	-	-
<i>Neoplecostomus paranensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	32,7 - 69,1	7,5
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	-	-	-	-	-	-	3	45,0 - 70,9	6,5	-	-	-	-	-	-
<i>Piabina argentea</i>	-	-	-	1	44,8	2,5	-	-	-	-	-	-	14	46,3 - 56,8	22,5
<i>Pimelodella</i> sp.	-	-	-	157	33,2 - 80,0	334	8	39,9 - 48,4	9,5	-	-	-	-	-	-
<i>Poecilia reticulata</i>	7	14,2 - 23,9	1	-	-	-	-	-	-	1	19,3	0,5	-	-	-
<i>Rhamdia quelen</i>	1	143,2	51,5	11	54,0 - 161,2	190	15	34,4 - 130,0	187,5	21	69,4 - 137,8	417,5	3	96,9 - 114,5	88
<i>Serrapinnus notomelas</i>	9	16,0 - 30,9	4,5	-	-	-	-	-	-	1	24,4	0,5	-	-	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	2	47,7 - 198,6	9,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Totais	127		1277,5	301		1112,5	246		1409	354		1941,5	60		214

Tabela 5c. Número total de indivíduos coletados (N), amplitude do comprimento padrão (CP) em mm e biomassa total (BM) em gramas dos peixes coletados nos trechos de riachos 12 a 17 da bacia do Rio Paranapanema.

Trechos			12			13			14			15			16			17		
Espécies	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM	N	CP	BM		
<i>Astyanax altiparanae</i>	-	-	-	160	36,2 - 101,9	1736	11	55,3 - 92,5	151	-	-	-	-	-	-	6	64,5 - 94,6	110		
<i>Astyanax fasciatus</i>	-	-	-	-	-	-	12	49,1 - 87,7	142,5	-	-	-	-	-	-	1	75,4	13,5		
<i>Astyanax</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	77	28,1 - 55,3	199	-	-	-		
<i>Bryconamericus stramineus</i>	-	-	-	-	-	-	8	38,1 - 52,5	12	29	32,7 - 56,4	54	-	-	-	21	18,6 - 59,2	54,5		
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	70,9 - 83,1	32,5	-	-	-		
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	-	-	-	-	-	-	3	44,2 - 57,6	48,5	-	-	-	-	-	-	5	44,0 - 77,5	22		
<i>Characidium gomesi</i>	-	-	-	-	-	-	4	39,8 - 56,1	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Characidium zebra</i>	-	-	-	-	-	-	5	49,5 - 57,7	15,5	1	53,1	4	-	-	-	-	-	-		
<i>Corydoras aeneus</i>	4	30,9 - 39,5	10	1	39,4	3	7	26,0 - 37,5	17	-	-	-	3	29,1 - 30,8	6	-	-	-		
<i>Crenicichla britskii</i>	-	-	-	-	-	-	3	44,9 - 60,8	13	3	45,8 - 65,5	15	1	89,6	30,5	-	-	-		
<i>Eigenmannia virescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	103,4 - 131,0	28	-	-	-	-	-	-		
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i>	-	-	-	-	-	-	3	111,5 - 153,0	34,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Gymnotus</i> cf. <i>inaequilabiatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	147,6	10	1	155	13		
<i>Gymnotus</i> cf. <i>sylvius</i>	3	133,0 - 190,0	37,5	-	-	-	1	196,4	22,5	-	-	-	2	56,5 - 139,0	22	-	-	-		
<i>Hisonotus</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	87	20,9 - 36,9	47	17	24,0 - 37,4	13	-	-	-	39	30,1 - 36,0	31		
<i>Hisonotus</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	1	24,5	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	-	-	1	57,3	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Hypostomus ancistroides</i>	11	19,7 - 52,1	21	13	28,1 - 83,3	46	8	34,3 - 74,6	28,5	25	27,0 - 88,4	90	-	-	-	15	30,2 - 74,1	58		
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	19,5 - 71,0	85,5	-	-	-	1	36,8	2		
<i>Hypostomus regani</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	51,1 - 93,0	55	-	-	-	-	-	-		
<i>Imparfinis mirini</i>	-	-	-	-	-	-	9	31,4 - 60,9	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Leporinus paranensis</i>	-	-	-	-	-	-	1	101,5	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	-	-	-	-	-	-	9	52,1 - 63,4	56,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Oligosarcus pinto</i>	-	-	-	-	-	-	1	52	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	-	-	-	36	12,1 - 27,0	15	1	26,1	0,5	-	-	-	2	18,0 - 21,6	1	-	-	-		
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	-	-	-	-	-	-	1	68,1	2,5	1	53,3 - 58,0	2,5	-	-	-	3	25,6 - 70,5	6		
<i>Piabina argentea</i>	-	-	-	-	-	-	13	47,5 - 78,3	64	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Pimelodella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1	92,5	11,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Rhamdia quelen</i>	-	-	-	-	-	-	8	65,2 - 120,5	140,5	6	60,1 - 88,4	55,5	24	60,9 - 111,3	337	1	155	66		
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	2	207,0 - 228,6	64	-	-	-	-	-	-	3	180,6 - 310,5	114,5		
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	173	5,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Tatia neivai</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	45,9	3		
<i>Trichomycterus</i> sp.	18	26,1 - 82,4	54,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Totais	37		128,5	211		1805	200		928	106		402,5	112		638	97		493,5		

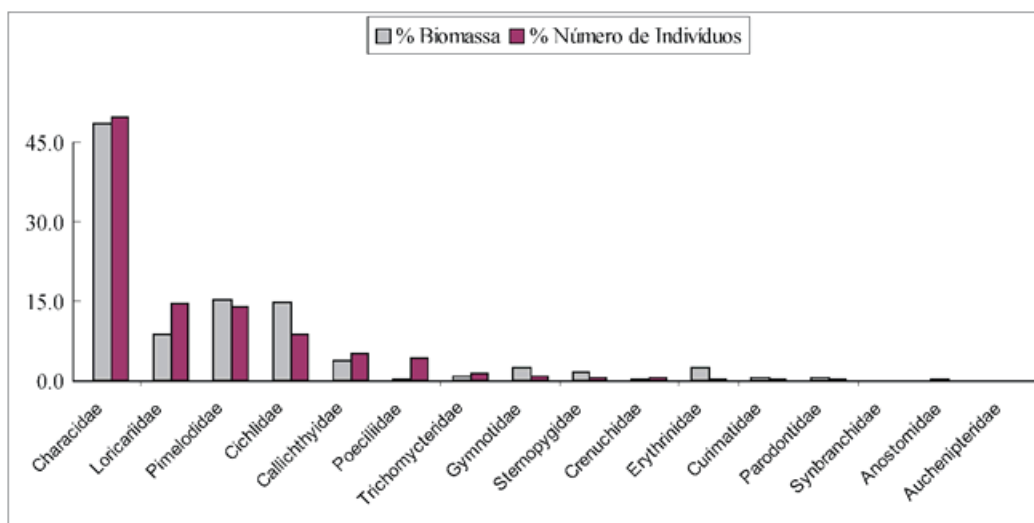


Figura 10. Composição percentual por família, em termos de número de indivíduos e biomassa, da totalidade dos peixes coletados nos 17 trechos de riacho amostrados na bacia do Rio Paranapanema, SP e PR.

Dentre os trechos amostrados, o trecho 14 (com 24 espécies), e o trecho 13 (com cinco espécies), apresentaram a maior e a menor riqueza, respectivamente, coincidindo com os valores obtidos do índice de diversidade específica de Shannon-Wiener ($H' = 0,99$ e $0,32$, respectivamente). A riqueza média em espécies por trecho de riacho foi 11. O trecho 13 apresentou a maior diversidade específica de Simpson ($D = 0,61$), enquanto que os trechos um, cinco e sete apresentaram os menores valores deste índice ($D = 0,15$). O trecho cinco apresentou maior equitabilidade ($E = 0,94$), enquanto que o trecho 13 foi o menos uniforme ($E = 0,46$) (Tabela 6).

A estimativa de riqueza, por extrapolação, para o conjunto total de riachos amostrados na bacia do Rio Paranapanema, revelou um valor de 69 espécies (erro padrão igual a quatro). Analisando a curva de acumulação do número de espécies em função do número de indivíduos coletados (Figura 11), nota-se que, apesar de existir uma tendência à estabilização, ainda seria provavelmente necessário um esforço amostral adicional moderado para

atingir a assíntota da curva.

Das 52 espécies coletadas, oito (aproximadamente 15% do total) são seguramente novas: *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2, *Bryconamericus* sp., *Serrapinnus* sp., *Gymnotus* sp., *Eremophilus* sp., *Trichomycterus* sp. e *Hisonotus* sp. 2 (as duas primeiras e as duas últimas estão em fase adiantada de descrição por membros de nossa equipe). Cinco outras espécies (aproximadamente 10% do total) possuem "status" taxonômico ainda indefinido: *Pimelodella* sp., *Hisonotus* sp. 1, *Gymnotus* cf. *carapo*, *Gymnotus* cf. *inaequilabiatatus* e *Gymnotus* cf. *sylvius*. Finalmente, é necessário apontar que *Poecilia reticulata*, *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* são espécies introduzidas (aproximadamente 6% do total), a primeira originária do norte da América do Sul e América Central (Wischnath, 1993), e as duas últimas do continente Africano (Agostinho & Júlio Jr., 1999; Berra, 2001). Uma chave de identificação para todas as espécies de peixes coletadas é fornecida no item de número seis deste trabalho.

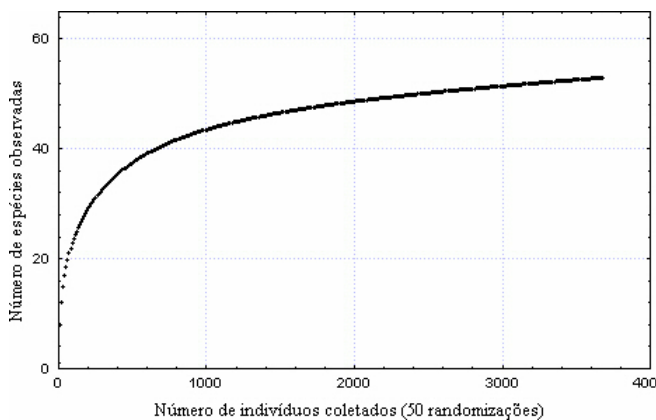


Figura 11. Curva de acumulação do número de espécies observadas em função do número de indivíduos coletados.

5. Discussão

O fato das espécies das ordens Siluriformes e Characiformes, quando somadas, representarem 72% da diversidade de espécies dos trechos de riachos estudados está de acordo com valores similares encontrados em riachos não estuarinos da região Neotropical (Lowe-McConnell, 1987, 1999; Castro, 1999) e também registrada em riachos da Amazônia (Soares, 1979; Sabino & Zuanon, 1998), na bacia do Rio São Francisco (Casatti & Castro, 1998), no leste do Brasil (Costa, 1984; Bizerril, 1994; Mazzoni & Lobón-Cervia, 2000), em riachos da Mata Atlântica (Sabino & Castro, 1990; Aranha et al., 1998), no Chaco Oriental da Argentina (Jacobo & Veron, 1995) e no Alto Rio Paraná (Garutti, 1988; Uieda, 1984; Penczak et al., 1994; Castro & Casatti, 1997; Pavanelli & Caramaschi, 1997).

A presença de apenas 0,5% de indivíduos com mais de 15 cm de comprimento padrão demonstra, inequivocamente, a absoluta dominância de peixes de pequeno porte na ictiofauna dos riachos amostrados, reforçando a hipótese de Castro (1999) de que a predominância de peixes de pequeno porte é o único padrão geral de valor diagnóstico registrado até o momento para a ictiofauna de riachos sul-americanos. Ainda segundo Castro (1999), o pequeno porte, entre outros aspectos, permite aos peixes de riacho a ocupação de micro-habitats bastante específicos em um ambiente com dimensões físicas reduzidas, resultando no fato que as espécies tendem a passar seus ciclos de vida completos em áreas geograficamente restritas. Tal fato, dado o devido tempo, poderia propiciar taxas relativamente elevadas de especiação alopátrica. De fato, das 52 espécies coletadas, oito (15% do total) são seguramente novas e cinco (10% do total) possuem "status" taxonômico ainda indefinido, mas com razoável probabilidade de se revelarem novas quando os grupos aos quais pertencem forem revistos. Deste modo, aproximadamente 25% das espécies coletadas são pouco ou nada conhecidas cientificamente, valor notavelmente elevado para uma bacia hidrográfica tão intensamente utilizada pelo ser humano para geração de energia em seu canal principal e atividades agropecuárias em sua bacia de drenagem, especialmente se levarmos em conta que a região sudeste do país, com especial destaque para o Estado de São Paulo, abriga aproximadamente 60% da produção científica nacional (Pesquisa FAPESP, 2001:18). Assim, esse elevado percentual de espécies pouco ou nada conhecidas cientificamente reforça a recomendação de Castro & Menezes (1998) no sentido de priorizar a exploração científica de ambientes de riachos e cabeceiras no Estado de São Paulo.

Considerando os 17 trechos de riachos amostrados na bacia do Rio Paranapanema, a riqueza de espécies variou de 5 a 24 (média de 11 espécies). Já a riqueza de espécies dos 65 trechos de riachos amostrados em boa parte da porção paulista do Alto Rio Paraná durante o Projeto Temático variou de 3 a 25, com valor médio de aproximadamente 13 espécies. Uieda (1984) e Castro & Casatti (1997), estudando trechos de riachos do Alto Rio Paraná com aproximadamente 100 a 240 m de extensão, encontraram 18 e 19 espécies respectivamente. O fato dos trechos 13 e 14 apresentarem a menor (5) e a maior (24) riqueza em espécies, com valores congruentes para Shannon-Wiener ($H' = 0,32$ e $0,99$, respectivamente), provavelmente reflete as condições ambientais gerais onde estão inseridos. O trecho 13, com menor riqueza e diversidade, cruza áreas de vegetação nativa degradadas pela extração de madeira e, principalmente, lavouras de soja, milho e mandioca. Já o trecho 14 encontra-se muito próximo à sua embocadura no Rio Caiuá, de porte significativamente maior, o que provavelmente explica a ocorrência de

Leporinus paranensis, espécie aparentemente típica da calha de rios médios ou pequenos (Flávio C.T. Lima, observação pessoal), assim como provavelmente boa parte de sua elevada riqueza em espécies, uma vez que a adição de espécies a medida que se aproxima da desembocadura de um curso de água - causada provavelmente pelo aumento no nível da água, propiciando a expansão de micro-habitats, da disponibilidade de alimento, de sítios de desova e de áreas de abrigo de predadores - é fato já constatado em vários estudos realizados em riachos brasileiros (ver p. ex. Lowe-McConnell, 1975, 1999; Garutti, 1988; Barreto & Uieda, 1998; Uieda & Barreto, 1999; Uieda & Uieda, 2001). Em adição, o trecho 14 corre quase completamente incluído em um grande fragmento (900 ha) extremamente bem conservado de Floresta Estacional Semidecidual, que é a reserva legal da Fazenda Rancho de Zinco e Cristo Rei.

Matthews (1998:33), ao discutir os números e espécies encontrados em diferentes comunidades de peixes, cita que amostragens em 222 trechos de riachos de porte pequeno a médio dos E.U.A. apontaram 14,7 como o número médio de espécies e que, apesar de sistemas de lagos e riachos tropicais conterem claramente as mais ricas comunidades de peixes conhecidas, em muitas localidades o número de espécies parece ser em média muito similar aquele encontrado em regiões temperadas do planeta. Aparentemente, a variação na riqueza local em espécies de peixes é influenciada pela posição longitudinal do ponto de coleta no curso de água (expresso pela ordem do trecho coletado), pela diversidade ictiofaunística regional e também pelo tamanho físico do ambiente amostrado. Obviamente, o número de espécies em cada local de coleta é também influenciado pelos grandes padrões biogeográficos de diversidade ictiofaunística sub-continentais e continentais. Finalmente, o mesmo autor, levando em conta dados de 1.657 locais de coleta em ambientes lóticos e lênticos, no mundo todo, aponta um número modal variando de sete a oito espécies por local (ver Matthews, 1998:35-39), valor bastante próximo do valor médio de 11 espécies por trecho por nós registrado.

Considerando os 17 trechos amostrados na bacia do Rio Paranapanema, as espécies mais abundantes, em termos de números de indivíduos, foram *A. altiparanae* e *Astyanax* sp.1, e aquelas com a maior biomassa foram *A. altiparanae* e *G. brasiliensis*. Uieda (1984), Garutti (1988), Penczak et al. (1994), Pavanelli & Caramaschi (1997) e Castro & Casatti (1997) também verificaram em seus estudos em riachos na bacia do Alto Rio Paraná que *A. bimaculatus* (= *A. altiparanae*) está entre as espécies mais abundantes nos locais de estudo; em adição, Castro & Casatti (1997) citam *A. bimaculatus* (= *A. altiparanae*), com 20,7% da biomassa total coletada no riacho estudado, como uma das três maiores biomassas específicas obtidas (juntamente com *A. fasciatus*, com 34,8%, e *Rhamdia quelen*, com 32,2%).

Analisando a estrutura trófica e espacial da

ictiocenose estudada, as dez espécies dominantes nos riachos dividem-se em quatro guildas, refletindo provavelmente a macroorganização característica de nichos ecológicos alimentares nos riachos do sistema do Alto Rio Paraná como um todo, indicando que os trechos de riachos escolhidos, apesar de impactados em graus variados, não foram ainda deleterianamente simplificados.

Os onívoros nectônicos são representados por *A. altiparanae*, *Astyanax* sp. 1, *A. scabripinnis* e *Bryconamericus* sp. (Figuras 6.2, 6.5, 6.4 e 6.8, respectivamente), que correspondem a 40% do total de indivíduos coletados. Nesta guilda, os principais itens alimentares autóctones são larvas aquáticas de insetos, principalmente Chironomidae, e dentre os itens alóctones destacam-se as formigas (Castro & Casatti, 1997; Casatti & Castro, 1998). A espécie dominante, *A. altiparanae*, forma cardumes de 20 a 50 indivíduos que nadam à meia-água coletando partículas arrastadas pela corrente. Durante a noite, os indivíduos permanecem estacionários nos poços mais profundos dos riachos, mas ocasionalmente podem capturar insetos que caem na água, vindos da vegetação ripária (Casatti, 2002).

Os invertívoros bentônicos incluem *Pimelodella* sp., *Corydoras aeneus* e *Imparfinis mirini* (Figuras 7.4, 7.12 e 7.3, respectivamente), correspondendo a 13,6% do total de indivíduos coletados. Nesta guilda, a principal tática alimentar empregada na captura do alimento é a especulação do substrato (Sazima, 1986) e os principais itens são autóctones, com predominância de larvas aquáticas de insetos e bivalves (Aranha et al., 1993; Soares-Porto, 1994; Castro & Casatti, 1997; Amaral et al., 1998).

Dentre os perifívoros (cf. Uieda et al., 1997), destacam-se *Hisonotus* sp. 1 e *Hypostomus ancistroides* (Figuras 7.14 e 7.17, respectivamente), correspondendo a 12,4% do total de indivíduos coletados. De modo geral, as espécies da subfamília Hypoptopomatinae, aqui representadas por *Hisonotus* spp., forrageiam em meio à vegetação marginal submersa, enquanto que *H. ancistroides*, um Hypostominae, é mais freqüentemente encontrada junto ao fundo dos riachos (Casatti et al., 2001). O alimento ingerido consiste de algas e protozoários associados à matéria orgânica, juntamente com sedimento, que compõem a matriz perifítica encontrada sobre substratos submersos (Uieda et al., 1997).

Finalmente, os onívoros bentônicos estão representados por *G. brasiliensis* (Figura 9.8), que corresponde a 7,8% do total de indivíduos coletados. Nesta guilda, a tática alimentar empregada é a coleta de substrato e separação de presa ("diggers of localized excavations", cf. Sazima, 1986). Neste processo o peixe, após abocanhar o sedimento, expelle as partículas de areia e argila pela boca e aberturas operculares, retendo e ingerindo os itens alimentares (Sabino & Castro, 1990). O alimento ingerido geralmente compreende larvas aquáticas de insetos, algas e

detritos. Esteves & Aranha (1999) sintetizam os hábitos alimentares e itens predominantes na dieta de peixes de riachos brasileiros e concluem que a categoria alimentar onívoro é predominante, tal como encontrado por nós para a ictiocenose dos peixes de riacho do Rio Paranapanema.

Embora a curva de acumulação do número de espécies em função do número de indivíduos coletados (Figura 11) mostre que a assíntota ainda não foi atingida, em uma coleta experimental realizada em junho de 2000 no córrego Sete de Setembro, Parque Estadual Morro do Diabo, SP, onde foi utilizada a mesma metodologia empregada em nosso Projeto Temático, L. Casatti e H. F. Santos (dados não publicados) verificaram que 53% da biomassa total obtida foi coletada na primeira passagem de pesca elétrica e que a partir da segunda passagem de pesca elétrica nenhuma espécie inédita foi adicionada à amostra. Não obstante, certas espécies, geralmente com hábitos crípticos durante o dia, tais como boa parte dos Gymnotiformes (8.1 a 8.6) e *Tatia neivai* (Figura 7.8), são eficiente ou exclusivamente coletadas com auxílio de peneiras. Já as espécies nectônicas, como os lambaris em geral, talvez em função de condutividades relativamente baixas na área de estudo, muitas vezes são capazes de fugir da área de ação da pesca elétrica antes de serem atordoados e capturados. Nestes casos, o arrasto manual é de grande valor como apetrecho auxiliar à pesca elétrica. Assim, acreditamos que a metodologia por nós empregada foi eficiente na obtenção de um retrato instantâneo da estrutura e composição das ictiofaunas amostradas.

Tabela 6. Valores dos índices de diversidade específica de Shannon-Wiener (H') e de Simpson (D), e Equitatividade (E) para os 17 trechos de riachos amostrados na bacia do Rio Paranapanema, SP e PR.

Trechos	Shannon (H')	Simpson (D)	Equitatividade (E)
1	0,97	0,15	0,80
2	0,65	0,32	0,65
3	0,88	0,21	0,72
4	0,69	0,24	0,73
5	0,73	0,15	0,94
6	0,71	0,23	0,71
7	0,91	0,15	0,84
8	0,68	0,32	0,61
9	0,82	0,23	0,69
10	0,48	0,51	0,46
11	0,64	0,30	0,76
12	0,54	0,33	0,78
13	0,32	0,61	0,46
14	0,99	0,21	0,71
15	0,82	0,18	0,82
16	0,43	0,52	0,47
17	0,77	0,23	0,71

6. Chave de identificação para as 52 espécies de peixes coletadas nos 17 trechos de riacho amostrados na bacia do Rio Paranapanema, SP e PR

1	Corpo coberto por escamas	2
1'	Corpo desprovido de escamas ou coberto por placas ósseas	33
2	Nadadeira anal longa, com mais de 100 raios	28
2'	Nadadeira anal relativamente curta, com 50 raios ou menos	3
3	Porte pequeno, inferior a 40 mm de comprimento; machos com a nadadeira anal transformada em estrutura copuladora (gonopódio)	23
3'	Porte na maior parte das vezes superior a 40 mm de comprimento; machos com nadadeira anal não transformada em estrutura copuladora (gonopódio).....	4
4	Boca protrátil, escamas ctenóides e linha lateral divida em dois ramos	24
4'	Boca não protrátil, escamas ciclóides e linha lateral simples, não dividida	5
5	Dentes presentes	6
5'	Dentes ausentes	<i>Cyphocharax modestus</i> (sagüiru)
6	Pré-maxilar com uma fileira de dentes	13
6'	Pré-maxilar com duas ou mais fileiras de dentes	7
7	Fileira interna do pré-maxilar com cinco dentes	8
7'	Fileira interna do pré-maxilar com quatro dentes	21
8	Base da nadadeira caudal sem escamas	9
8'	Base da nadadeira caudal coberta por pequenas escamas	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (olho-de-fogo, lambari)
9	Osso maxilar com um ou mais dentes, mancha umeral com contorno difuso, e verticalmente alongada; nadadeira caudal de coloração hialina-amarelada, alaranjada, rosada ou vermelha em vida.....	10
9'	Osso maxilar desprovido de dentes, mancha umeral de contorno bem definido, e horizontalmente ovalada; nadadeira caudal amarela em vida	<i>Astyanax altiparanae</i> (lambari-do-rabo-amarelo)
10	Limite posterior da base da nadadeira dorsal situado na vertical que passa pela base do primeiro ou segundo raio ramificado da nadadeira anal; padrão de colorido do tronco reticulado; nadadeira caudal hialina-amarelada em vida	<i>Astyanax</i> sp. 2 (lambari)
10'	Limite posterior da base da nadadeira dorsal situado na vertical que passa pelo ânus ou pela origem da nadadeira anal; tronco sem padrão de colorido reticulado; nadadeira caudal alaranjada, rosada, avermelhada ou vermelha	11
11	Altura do corpo contida de 2,6 a 3,3 vezes no comprimento padrão; mancha umeral verticalmente alongada, difusa e geralmente única; quando muito seguida de área enegrecida informe e difusa posterior	12
11'	Altura do corpo contida de 2,2 a 2,9 (mais comumente 2,5) vezes no comprimento padrão; mancha umeral verticalmente alongada, pouco difusa, quase sempre seguida de área escura posterior difusa porém claramente visível; nadadeira caudal rosada ou avermelhada em vida; nadadeira anal com 22 a 26 raios (mais comumente 25)	<i>Astyanax</i> sp. 1 (lambari)
12	Nadadeira caudal geralmente rosada ou alaranjada em vida; manchas escuras difusas na porção dorso-lateral do corpo; nadadeira anal geralmente com 18 a 23 raios (mais comumente 21)	<i>Astyanax scabripinnis</i> (lambari-de-cabeceira)
12'	Nadadeira caudal vermelha em vida; sem manchas escuras difusas na porção dorso-lateral do corpo; nadadeira anal geralmente com 24 a 30 raios (mais comumente 25 a 27)	<i>Astyanax fasciatus</i> (lambari-do-rabo-vermelho)
13	Pseudotímpano presente.....	14
13'	Pseudotímpano ausente	15

- 14 Uma mancha negra cobrindo todo o pedúnculo caudal *Serrapinnus notomelas* (piquirá, piaba)
 14' Mancha negra apenas envolvendo a porção medial da base da nadadeira caudal *Serrapinnus* sp. (piquirá, piaba)
- 15 Borda anterior da mandíbula reta e sem dentes *Apareiodon piracicabae* (canivete)
 15' Borda anterior da mandíbula arredondada 16
- 16 Nadadeira peitoral com três raios anteriores não ramificados 17
 16' Nadadeira peitoral com um raio anterior não ramificado..... 18
- 17 Istmo com escamas *Characidium zebra* (canivete)
 17' Istmo sem escamas *Characidium gomesi* (canivete)
- 18 Dentes incisiviformes nas maxilas *Leporinus paranensis* (piauí)
 18' Dentes cônicos ou tricuspidados nas maxilas 19
- 19 Nadadeira adiposa e fontanela frontal ausentes *Hoplias malabaricus* (traíra)
 19' Nadadeira adiposa e fontanela frontal presentes 20
- 20 Dentes cônicos a fracamente tricuspidados no pré-maxilar; cônicos a tricuspidados no dentário *Oligosarcus paranensis* (peixe-cachorro, saicanga, tabicum)
 20' Dentes tricuspidados no pré-maxilar; tricuspidados a pentacuspidados no dentário..... *Oligosarcus pintoii* (lambari-cachorro)
- 21 Três fileiras de dentes no pré-maxilar *Piabina argentea* (lambari, piaba)
 21' Duas fileiras de dentes no pré-maxilar 22
- 22 Mancha umeral presente *Bryconamericus* sp. (piaba)
 22' Mancha umeral ausente *Bryconamericus stramineus* (piaba)
- 23 Fêmeas com coloração dos flancos e dorso castanho claro uniforme, ventre esbranquiçado e nadadeiras hialinas; machos com manchas esféricas negras e áreas de coloração viva variada nos flancos (principalmente metade posterior do corpo e nadadeira dorsal – formas de aquário muitas vezes com a nadadeira caudal expandida e extremamente colorida); gonopódio sem apêndice apical *Poecilia reticulata* (güaru, lebiste)
 23' Machos e fêmeas com padrão de cromatóforos escuros bordejando partes expostas das escamas formando um padrão geral reticulado sobre fundo castanho-claro; uma, ou mais raramente duas, manchas escuras verticalmente ovaladas na metade da altura do corpo, imediatamente abaixo ou um pouco atrás da terminação posterior da base da nadadeira dorsal; gonopódio com apêndice apical *Phallocherus caudimaculatus* (güaru, barrigudinho)
- 24 Ramo superior do primeiro arco branquial com lóbulo *Geophagus brasiliensis* (cará)
 24' Ramo superior do primeiro arco branquial sem lóbulo 25
- 25 Corpo baixo (altura do corpo contida cerca de 3,3 a 3,7 vezes no comprimento padrão); borda posterior do pré-opérculo serrilhada ou denteada *Crenicichla britskii* (joaninha)
 25' Corpo alto (altura do corpo contida cerca de 2,0 a 2,5 vezes no comprimento padrão); borda posterior do pré-opérculo lisa 26
- 26 Tronco com mancha ovalada na porção mediana-dorsal; nadadeira dorsal com 13 a 15 espinhos e 10 ou 11 raios flexíveis *Cichlasoma paranaense* (cará)
 26' Tronco sem mancha ovalada na porção mediana-dorsal; nadadeira dorsal com 15 ou mais espinhos e 13 ou mais raios flexíveis 27
- 27 Perfil pré-dorsal convexo; nadadeira dorsal com 15 espinhos e 14 raios flexíveis; mancha negra ovalada na base dos primeiros raios flexíveis da nadadeira dorsal *Tilapia rendalli* (tilápia)
 27' Perfil pré-dorsal reto ou ligeiramente côncavo; nadadeira dorsal com 17 espinhos e 13 raios flexíveis; mancha negra ovalada na base dos primeiros raios flexíveis da nadadeira dorsal ausente..... *Oreochromis niloticus* (tilápia)

28	Mandíbula (dentários) situada no mesmo nível da extremidade anterior da maxila (pré-maxilares) ou levemente posterior (boca terminal ou sub-terminal)	29
28'	Mandíbula (dentários) estendendo-se anteriormente além do nível da extremidade anterior da maxila (pré-maxilares) (mandíbula prognata)	30
29	Olhos com margem orbital livre	<i>Sternopygus macrurus</i> (tuvira-preta)
29'	Olhos completamente cobertos por pele	<i>Eigenmannia virescens</i> (tuvira)
30	Corpo com padrão de bandas claras e escuras alternadas	31
30'	Corpo com manchas irregulares dispersas pelo corpo	<i>Gymnotus</i> sp. (tuvira)
31	Região lateral do corpo apresentado bandas claras e escuras alternadas com suas margens regulares	32
31'	Região dorsal do corpo escura e porção ventro-lateral com bandas claras e escuras fragmentadas, formando um padrão de manchas irregulares	<i>Gymnotus</i> cf. <i>inaequilabiatus</i> (tuvira)
32	Corpo com bandas escuras mais estreitas que as bandas claras	<i>Gymnotus</i> cf. <i>sylvius</i> (tuvira)
32'	Corpo com bandas claras mais estreitas que as bandas escuras	<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> (tuvira)
33	Corpo coberto por placas ósseas	34
33'	Corpo nu, desprovido de placas ósseas	42
34	Duas séries longitudinais de placas ósseas em cada lado do tronco; dois barbilhões em cada canto da boca; boca normal, sem aspecto de ventosa	35
34'	Várias séries longitudinais de placas ósseas em cada lado do tronco; um barbilhão em cada canto da boca; boca com aspecto de ventosa	36
35	Lábio inferior com um par de barbilhões; barbilhões maxilares não alcançando além da abertura branquial; mancha irregular escura na porção anterior do flanco	<i>Corydoras aeneus</i> (limpa-fundo)
35'	Lábio inferior sem barbilhões; barbilhões maxilares alcançando além da abertura branquial; flanco sem manchas.....	<i>Callichthys callichthys</i> (tamoatá)
36	Pedúnculo caudal deprimido, formando uma quilha de cada lado	<i>Rineloricaria pentamaculata</i> (cascudo-lagartixa)
36'	Pedúnculo caudal com seção transversal arredondada ou elíptica, sem formar quilhas laterais	37
37	Cintura escapular exposta, coberta com pequenos espinhos; adultos com porte pequeno (30 mm ou menos de comprimento padrão)	38
37'	Cintura escapular não exposta, coberta com pele ou placas apenas; adultos com porte médio (50 mm ou mais de comprimento padrão)	39
38	Ponta do focinho com uma única placa rostral; linha lateral interrompida no meio do corpo.....	<i>Hisonotus</i> sp. 1 (cascudinho)
38'	Ponta do focinho com um par de placas rostrais; linha lateral contínua ao longo do corpo.....	<i>Hisonotus</i> sp. 2 (cascudinho)
39	Nadadeira adiposa presente; região ventral do tronco lisa ou com pequenas placas dispersas	40
39'	Nadadeira adiposa ausente, ou pouco desenvolvida; região ventral do tronco com um único grande escudo (penta, hexa ou heptagonal)	<i>Neoplecostomus paranensis</i> (cascudo)
40	Região ventral do tronco completamente coberta com placas; quilhas laterais no tronco presentes; olhos contidos cerca de 5,7 a 6,0 vezes na largura da cabeça e cerca de 2,7 a 2,9 vezes na largura interorbital; corpo com pintas pequenas circulares	<i>Hypostomus ancistroides</i> (cascudo)
40'	Região ventral do tronco nua ou parcialmente coberta com placas; quilhas laterais no tronco ausentes; olhos contidos cerca de 3,9 a 5,7 vezes na largura da cabeça e cerca de 1,6 a 2,3 vezes na largura interorbital; corpo sem pintas pequenas circulares	41

- 41 Espinho da nadadeira peitoral expandido na porção terminal e com espinhos (odontódeos) hipertrofiados; corpo com grandes manchas irregulares, intercaladas por estreitas áreas claras *Hypostomus nigromaculatus* (cascudo)
- 41' Espinho da nadadeira peitoral não expandido na porção terminal e com pequenos espinhos (odontódeos); corpo sem o padrão de grandes manchas irregulares difusas, intercaladas por estreitas áreas claras *Hypostomus regani* (cascudo)
- 42 Corpo serpentiforme, uma única abertura branquial, mediana, localizada sob a cabeça; nadadeiras peitorais ausentes *Synbranchus marmoratus* (mussum)
- 42' Corpo não serpentiforme, um par de aberturas branquiais, localizada ao longo das regiões lateral e ventral da cabeça; nadadeiras peitorais presentes 43
- 43 Região opercular com espinhos (odontódeos) direcionados para trás 44
- 43' Região opercular sem espinhos (odontódeos) 45
- 44 Nadadeiras pélvicas presentes *Trichomycterus* sp. (cambeva, bagrinho)
- 44' Nadadeiras pélvicas ausentes *Eremophilus* sp. (cambeva, bagrinho)
- 45 Aberturas branquiais pequenas (membranas branquiais ligadas ao istmo); olhos laterais; corpo com máculas claras *Tatia neivai* (bagrinho)
- 45' Aberturas branquiais amplas (membranas branquiais livres do istmo); olhos dorsais ou dorso-laterais; corpo sem máculas claras 46
- 46 Primeiro raio das nadadeiras dorsal e peitoral quase totalmente rígido, formando um espinho 47
- 46' Primeiro raio das nadadeiras dorsal e peitoral flexível em mais da metade de seu comprimento, não formando um espinho 49
- 47 Corpo com três ou quatro séries longitudinais bem definidas de máculas escuras arredondadas, com reflexos amarelos quando o peixe está vivo; processo ósseo do cleitro (acima da nadadeira peitoral) muito evidente, de formato triangular *Pimelodus maculatus* (mandi)
- 47' Corpo sem séries longitudinais de máculas, com coloração parda quando o peixe está vivo; processo ósseo do cleitro (acima da nadadeira peitoral), quando presente, afilado 48
- 48 Tronco com coloração uniforme e com faixa escura conspícua ao longo da linha lateral; nadadeira caudal com lobos estreitos, de comprimento igual ou com o lobo superior levemente mais longo que o inferior; processo posterior do supra-occipital unido à nadadeira dorsal *Pimelodella* sp. (mandi-chorão)
- 48' Tronco com manchas irregulares e sem uma faixa escura conspícua ao longo da linha lateral; nadadeira caudal com lobos largos, com o lobo inferior levemente mais longo que o superior; processo posterior do supra-occipital não atingindo a nadadeira dorsal *Rhamdia quelen* (bagre, jundiá)
- 49 Dorso com barras transversais escuras; lobo caudal superior geralmente mais longo que o inferior 50
- 49' Dorso sem barras transversais escuras; lobo caudal inferior geralmente mais longo que o superior 51
- 50 Corpo de coloração castanha escura; olhos pequenos, contidos cerca de 5,4 a 7,2 vezes no comprimento da cabeça, com a margem dorsal discreta; borda posterior das nadadeiras dorsal, peitoral, pélvica e anal arredondada *Imparfinis mirini* (bagrinho)
- 50' Corpo de coloração acinzentada; olhos grandes, contidos cerca de 4,8 a 5,3 vezes no comprimento da cabeça, com margem dorsal nitidamente invaginada; borda posterior das nadadeiras dorsal, peitoral e anal truncada ou levemente côncava *Imparfinis schubarti* (bagrinho)
- 51 Corpo curto e alto, altura do corpo contida cerca de 4,8 a 5,2 vezes no comprimento padrão; boca inferior; borda posterior das nadadeiras dorsal, peitoral, pélvica e anal truncada ou côncava *Cetopsorhamdia iheringi* (bagrinho)
- 51' Corpo longo e baixo, altura do corpo contida cerca de 7,2 a 9,2 vezes no comprimento padrão; boca prognata (i.e. mandíbula projetada para frente); borda posterior das nadadeiras dorsal, peitoral, pélvica e anal convexa *Phenacorhamdia tenebrosa* (bagrinho)

7. Material das espécies de peixes coletadas nos riachos da bacia do Rio Paranapanema e tombadas na coleção ictiológica do LIRP-USP

Apareiodon piracicabae: LIRP 2553; *Astyanax altiparanae*: LIRP 2878, 2881, 2883, 2884, 2890, 2893, 2894, 2905, 2909, 2911, 2918; *Astyanax fasciatus*: LIRP 2754, 2755, 2756, 2759, 2768, 2771; *Astyanax scabripinnis*: LIRP 2722, 2723, 2725, 2730; *Astyanax* sp. 1: LIRP 2736, 2737, 2738, 2739, 2740, 2743, 2748; *Astyanax* sp. 2: LIRP 2734; *Bryconamericus* sp.: LIRP 2784, 2785, 2789; *Bryconamericus stramineus*: LIRP 2791, 2793, 2797, 2799; *Callichthys callichthys*: LIRP 2541, 2542; *Cetopsorhamdia iheringi*: LIRP 2805, 2807, 2809, 2811; *Cichlasoma paranaense*: LIRP 2605, 2608; *Corydoras aeneus*: LIRP 1700, 2544, 2552, 2553, 2555, 2559, 2560; *Crenicichla britskii*: LIRP 1705, 2576, 2583, 2585, 2586; *Cyphocharax modestus*: LIRP 2347; *Characidium gomesi*: LIRP 2507, 2508; *Characidium zebra*: LIRP 2513, 2514, 2518, 2526; *Eigenmannia virescens*: LIRP 2822, 2825; *Eremophilus* sp.: LIRP 2801; *Geophagus brasiliensis*: LIRP 2644, 2653, 2654, 2655, 2656; *Gymnotus* cf. *carapo*: LIRP 2857, 2859; *Gymnotus* cf. *inaequilabius*: LIRP 2860, 2861, 2862, 2863, 2865; *Gymnotus* sp.: LIRP 2866; *Gymnotus* cf. *sylvius*: LIRP 2832, 2836, 2839, 2841, 2844, 2845; *Hisonotus* sp. 1: LIRP 1703, 2260, 2261, 2267, 2268; *Hisonotus* sp. 2: LIRP 2262; *Hoplias malabaricus*: LIRP 1694, 2307, 2313, 2319, 2321, 2323; *Hypostomus ancistroides*: LIRP 1701, 2674, 2680, 2685, 2686, 2688, 2690, 2697, 2699, 2700, 2703, 2709, 2710, 2711, 2712; *Hypostomus nigromaculatus*: LIRP 2657, LIRP 1702; *Hypostomus regani*: LIRP 2659, 2660, 2661; *Imparfinis mirini*: LIRP 1696, 2948, 2949, 2950, 2952, 2953, 2954, 2955, 2956, 2966; *Imparfinis schubarti*: LIRP 2937, 2939; *Leporinus paranensis*: LIRP 2254; *Moenkhausia sanctaefilomenae*: LIRP 2390; *Neoplecostomus paranensis*: LIRP 2778; *Oligosarcus paranensis*: LIRP 2394, 2395, 2396; *Oligosarcus pinto*: LIRP 1695; *Oreochromis niloticus*: LIRP 2594; *Phalloceros caudimaculatus*: LIRP 1704, 2616, 2617, 2619, 2628, 2629; *Phenacorhamdia tenebrosa*: LIRP 1699, 2868, 2869, 2873, 2875; *Piabina argentea*: LIRP 2415, 2417, 2418, 2419, 2422; *Pimelodella* sp.: LIRP 1697, 2924, 2925, 2928, 2933; *Pimelodus maculatus*: LIRP 2392; *Poecilia reticulata*: LIRP 2635, 2641; *Rhamdia quelen*: LIRP 1698, 2437, 2444, 2445, 2452, 2457, 2460, 2461, 2462, 2464, 2465; *Rineloricaria pentamaculata*: LIRP 2777; *Serrapinnus notomelas*: LIRP 2500, 2504, 2505; *Serrapinnus* sp.: LIRP 2491; *Sternopygus macrurus*: LIRP 2813, 2815; *Synbranchus marmoratus*: LIRP 2571, 2573, 2575; *Tatia neivai*: LIRP 2413; *Tilapia rendalli*: LIRP 2592; *Trichomycterus* sp.: LIRP 2798, 2799, 2800.

8. Agradecimentos

Somos gratos a Jaqueline V. Bortolheiro pelo auxílio na digitação e organização dos dados no laboratório e a Sandra Raredon pelo auxílio na produção de radiografias digitais de algumas espécies; aos ictiólogos sistematistas

Heraldo A. Britski, Marcelo R. Britto, Ricardo Campos-da-Paz, Carlos A. A. Figueiredo, Julio C. Garavello, Francisco Langeani, Luiz R. Malabarba, Naércio A. Menezes, Osvaldo T. Oyakawa, Mario C. C. de Pinna, Richard P. Vari e Stanley H. Weitzman, pela ajuda na identificação dos grupos de peixes de suas respectivas áreas de especialidade; a Richard P. Vari e Naércio A. Menezes pela leitura e sugestões ao manuscrito; ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), pela autorização de coleta e transporte de peixes concedida para a realização deste trabalho (autorização DIREN nº 38/99, datada de 06.vii.1999); ao Neotropical Lowland Research Program of the International Sciences Program of the Smithsonian Institution, E.U.A., pelo auxílio financeiro e suporte durante as visitas técnicas do primeiro autor à Division of Fishes do National Museum of Natural History da mesma instituição; ao Research Training Program do National Museum of Natural History do Smithsonian Institution, por ter recebido ACR e MC e capacitado os mesmos a resolver importantes questões sistemáticas pertinentes a este trabalho; e finalmente, ao Departamento de Biologia da F.F.C.L.R.P. - Universidade de São Paulo, pelo apoio oferecido durante a realização deste trabalho. Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) dentro do Programa BIOTASP/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br) - através do Projeto Temático “Diversidade de peixes de riachos e cabeceiras da bacia do Alto Rio Paraná no Estado de São Paulo, Brasil/Fish diversity of the headwaters and streams of the upper Paraná River system in the State of São Paulo, Brazil” (FAPESP nº 98/05072-8) e também pelo Projeto PRONEX “Conhecimento, Conservação e Utilização Racional da Diversidade da Fauna de Peixes do Brasil” (FINEP/CNPq nº 661058/1997-2). RMCC é bolsista de pesquisa (CNPq nº 301309/1991-4); LC é jovem pesquisadora (FAPESP nºs 01/13340-7 e 02/05996-2), foi bolsista de pós-doutoramento (FAPESP nº 00/01919-8) e doutoramento (FAPESP nº 96/03286-5); KMF, RCB, GZPD, TXA, FZG e FCTL são bolsistas doutoramento (FAPESP nºs 02/05464-0; 00/01920-6; 01/00780-9; 98/12552-6; 00/06722-8 e 01/14449-2); KMF, ALAM e FCTL foram bolsistas de mestrado (FAPESP nºs 00/01918-1; 99/03852-9 e 99/02402-0); MC é bolsista de iniciação científica (FAPESP nº 02/00873-0); e RS foi bolsista de capacitação técnica (nível I) e de iniciação científica (FAPESP nºs 98/5072-8 e 00/14030-9).

Finalmente, gostaríamos de agradecer, sem exceção, a todos os proprietários das terras onde localizam-se os trechos de riachos visitados – cujo o espectro de variação de nível educacional e afluência financeira era extremamente amplo - pelo total, irrestrito, e até mesmo muitas vezes caloroso, apoio recebido, sem o qual este trabalho não teria sido possível.

9. Referências Bibliográficas

- AB'SABER, A.N. 1956. Relevo, estrutura e rede hidrográfica do Brasil. *Bol. Geográfico* 14:225-268.
- AB'SABER, A.N. 1977a. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. *Geomorfologia* 52:1-21.
- AB'SABER, A.N. 1977b. Potencialidades paisagísticas brasileiras. *Geomorfologia* 55:1-27.
- AGOSTINHO, A.A. & JÚLIO Jr., H.F. 1999. Peixes da bacia do Alto rio Paraná. In *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais* (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & P.T. Cunningham, eds.). EDUSP, São Paulo, p. 374-400.
- AMARAL, M.F., ARANHA, J.M.R. & MENEZES, M.S. 1998. Reproduction of the freshwater catfish *Pimelodella pappenheimi* in Southern Brazil. *Stud. Neotr. Fauna and Environ.* 33:106-110.
- 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). *Revta. bras. Zool.* 10:453-466.
- ARANHA, J.M.R., TAKEUTI, D.F. & YOSHIMURA, T.M. 1998. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Rev. Biol. Trop.* 46:951-959.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M., AGOSTINHO, A.A. & FABRÉ, N.F. 1995. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In *Limnology in Brazil* (J.G. Tundisi, C.E.M. Bicudo & T.M. Tundisi, eds.). Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro, p. 105-136.
- BARRETO, M.G. & UIEDA, V.S.. 1998. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2180-2183.
- BERRA, T.M. 2001. Freshwater fish distribution. Academic Press, San Diego, 604 p.
- BIZERRIL, C.R.S.F. 1994. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água doce do leste brasileiro. *Acta Biol. Leopoldensia* 16:51-80.
- BÖHLKE, J., WEITZMANN, S.H. & MENEZES, N.A. 1978. Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amaz.* 8:657-677.
- BRITSKI, H.A. & LANGEANI, F. 1988. *Pimelodus paranaensis*, sp. n., um novo Pimelodidae (Pisces, Siluriformes) do Alto Paraná, Brasil. *Revta Bras. Zool.* 5:409-417.
- BROWER, J.E. & ZAR, J.H. 1984. Field and laboratory methods for general ecology. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, 226 p.
- CARVALHO, E.D., DA SILVA, V.F.B., FUGIHARA, C.Y., HENRY, R. & FORESTI, F. 1998. Diversity of fish species in the River Paranapanema Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Italian J. Zool.* 65:325-330.
- CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2(2): 1-14.
- CASATTI, L. & CASTRO, R.M.C. 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, south-eastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 9:229-242.
- CASATTI, L., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1(1/2):1-15.
- CASTRO, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). *Oecologia Brasiliensis*, v. VI, Rio de Janeiro, p. 139-155.
- CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 7:337-352.
- CASTRO, R.M.C. & MENEZES, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX*, vol. 6 Vertebrados (R.M.C. Castro, ed., C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, orgs.). *WinnerGraph – FAPESP*, São Paulo, p. 1-13.
- COLWELL, R.K. 1997. EstimateS 5. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5.0.1 (URL: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>, 08.ix.2001), University of Connecticut.
- COSTA, W. J.E.M., 1984, Peixes fluviais do sistema lagunar de Maricá, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Atlântica* 7: 65-82.
- ESTEVES, K.E. & ARANHA, J.M.R. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. In *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). *Oecologia Brasiliensis*, v. VI, Rio de Janeiro, p. 157-182.
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna de um córrego na região noroeste do Estado de São Paulo, Bacia do Rio Paraná. *Rev. Bras. Biol.* 48:747-759.
- GÉRY, J. 1969. The fresh-water fishes of South America. In *Biogeography and ecology in South America*, vol. 2 (E. J. Fittkau et al., eds.). Junk, The Hague, p. 828-848.
- HENRY, R., UIEDA, V.S., AFONSO, A.A.O. & KIKUCHI, R.M. 1994. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25:1866-1870.

- HUECK, K. & SEIBERT, P. 1981. Vegetationskarte von Südamerika. Band IIa. Fischer, Stuttgart, 90 p.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO E GEOLÓGICO. 1974. Mapa Geológico do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado dos Negócios da Agricultura, Coordenadoria de Pesquisa de Recursos Naturais.
- INVENTÁRIO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. 1993. Instituto Florestal, Governo do Estado de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 199 p.
- JACOBO, M.A.C. & VERON, M.C.B. 1995. Relaciones troficas de la ictiofauna de cuencas autoctonas del Chaco Oriental, Argentina. Rev. Brasil. Biol. 55:419-437.
- LANGEANI, F. 1990. Revisão do gênero *Neoplecostomus* Eigenmann & Eigenmann, 1888, com a descrição de quatro novas espécies do Sudeste brasileiro (Ostariophysi, Siluriformes, Loricariidae). Comun. Mus. Ciênc. PUCRS, Sér. Zool. 3:3-31.
- LEE, S.M. & CHAO, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. Biometrics 50:88-97.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1975. Fish communities in tropical freshwaters: their distribution, ecology and evolution. Longman, New York, 337 p.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 382 p.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 534 p.
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. Statistical Ecology: a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York, 337 p.
- MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas. Sociedade Brasileira de Zoologia (Campinas) 36:1-14.
- MATTHEWS, W.J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, Norwell, Massachusetts, 756 p.
- MAZZONI, R., FENERICH-VERANI, N. & CARAMASCHI, E.P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. Rev. Brasil. Biol. 60:205-216.
- MAZZONI, R. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a Neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar (South-East Brazil). Ecography 23: 588-602.
- McALECEE, N., LAMBSHEAD, P.J.D., PATERSON, G.L.J. & GAGE, J.D. 1997. BioDiversity Professional. Beta-Version. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Sciences.
- MENEZES, N.A. 1988. Implication of the distribution patterns of the species of *Oligosarcus* (Teleostei, Characidae) from central and southern South America. In Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns (P.E. Vanzolini & W.R. Heyer, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p. 295-304.
- MENEZES, N.A. 1996a. Conservação da diversidade da ictiofauna da Bacia Paraná-Paraguai-Uruguaí. Anais XV Congresso Panamericano de Ciências Veterinárias, Campo Grande, MS, 4 p.
- MENEZES, N.A. 1996b. Methods for assessing freshwater fish diversity. In Biodiversity in Brazil (C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes, eds.). CNPq, São Paulo, p. 289-312.
- MENEZES, N.A., CASTRO, R.M.C., WEITZMAN, S.H. & WEITZMAN, M.J. 1990. Peixes de riacho da Floresta Atlântica Costeira Brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. In II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, vol. 1, p. 290-295.
- NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. Secretaria de Planejamento e Coordenação da Presidência da República e IBGE, Rio de Janeiro, Brasil, 421 p.
- PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 8:23-31.
- PENCZAK, T., AGOSTINHO, A.A. & OKADA, E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. Hydrobiol. 294:243-251.
- PESQUISA FAPESP. 2001. Censo científico. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, São Paulo, Brasil, 62:18-19.
- REYNOLDS, J.B. 1992. Electrofishing. In Fisheries Techniques (L.A. Nielsen & D.L. Johnson, eds.). American Fisheries Society, Bethesda, p. 147-163.
- RIZZINI, C.T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos: segunda edição. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro, Brasil, 747 p.
- SABINO, J. & CASTRO, R.M.C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). Rev. Brasil. Biol. 50:23-36.
- SABINO, J. & ZUANON, J.A. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. Ichthyol. Explor. Freshwaters 8:201-210.

- SAMPAIO, T. 1944. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. Rev. Inst. Geogr. Geol. 2(3):222-271.
- SAZIMA, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. J. Fish. Biol. 29:53-65.
- SEVERI, W., HICKSON, R.G. & MARANHÃO, T.C.F. 1995. Use of electric fishing for fish fauna survey in Southern Brazil. Rev. Brasil. Biol. 55:651-660.
- SOARES, M.G.M. 1979. Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do Igarapé do Porto, Aripuanã, MT. Acta Amazonica 9:325-352.
- SOARES-PORTO, L.M. 1994. Dieta e ciclo diurno de atividade alimentar de *Pimelodella lateristriga* (Müller e Troschel, 1849) (Siluroidei, Pimelodidae) no rio Ubatiba, Maricá, Rio de Janeiro. Rev. Brasil. Biol. 54:451-458.
- STRAHLER, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Trans. Amer. Geoph. Union 38:913-920.
- SUZUKI, H.I., PAVANELLI, C.S., FUGI, R., BINI, L.M. & AGOSTINHO, A.A. 1997. Ictiofauna de quatro tributários do reservatório de Segredo. In Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo (A.A. Agostinho & L.C. Gomes, eds.). EDUEM, Maringá, p. 259-273.
- UIEDA, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. Rev. Brasil. Biol. 2:203-213.
- UIEDA, V.S. & BARRETO, M.G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. Rev. Bras. Zootecias, 1(1): 55-67.
- UIEDA, V.S., BUZZATO, P. & KIKUCHI, R.M. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra no Sudeste do Brasil. An. Acad. Bras. Ci. 69:243-252.
- UIEDA, V.S. & UIEDA, W. 2001. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. Braz. J. Biol., 61(3): 377-388.
- VANZOLINI, P.E. & PAPAVERO, N. 1967. Manual de coleta e preparação de animais terrestres e de água doce. Fonseca LTDA, Departamento de Zoologia - Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo, 223 p.
- VARI, R.P. 1988. The Curimatidae, a lowland Neotropical fish family (Pisces: Characiformes); distribution, endemism, and phylogenetic biogeography. In Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns (P.E. Vanzolini & W.R. Heyer, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p. 343-377.
- WEITZMAN, S.H., MENEZES, N.A. & WEITZMAN, M.J. 1988. Phylogenetic biogeography of the Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes, Characidae) with comments on distribution of the other freshwater fishes in eastern and southeastern Brazil. In Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns (P.E. Vanzolini & W.R. Heyer, eds.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p. 379-427.
- WISCHNATH, L. 1993. Atlas of livebearers of the world. T.H.F. Publications, Neptune City, 336 p.
- ZIESLER, R. & ARDIZZONE, G.D. 1979. The inland waters of Latin America. Copescal Technical Paper No. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, 171 p.

Título: Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil

Autores: Ricardo M. C. Castro; Lilian Casatti; Hertz F. Santos; Katiane M. Ferreira; Alexandre C. Ribeiro; Ricardo C. Benine; Gabriela Z. P. Dardis; Alex L. A. Melo; Renata Stopiglia; Tatiana X. Abreu; Flávio A. Bockmann; Murilo Carvalho; Fernando Z. Gibran & Flávio C. T. Lima

Biota Neotropica, Vol. 3 (número 1): 2003
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>

Recebido em: 18/02/2003
Publicado em: 11/04/2003

ISSN 1676-0603

ASSESSMENT OF INVASIVE POTENTIAL OF *HOMALODISCA COAGULATA* IN WESTERN NORTH AMERICA AND SOUTH AMERICA

A. Townsend Peterson¹, Ricardo Scachetti-Pereira², and Daniel A. Kluza^{1,3}

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00703012003>

Recebido em 19/12/2003

Revisado em 14/03/2003

Publicado em 26/03/2003

¹ Natural History Museum, The University of Kansas, Lawrence, Kansas 66044 USA. E-mail town@ku.edu

² Centro de Referência em Informação Ambiental, Av. Romeu Tórtima, 388, Barão Geraldo, 13084-520 Campinas SP, Brazil. E-mail ricardo@cria.org.br

³ E-mail dakluza@ku.edu

* To whom correspondence should be addressed: town@ku.edu

Abstract

The potential of *Homalodisca coagulata* to invade South America is a question of economic importance, given its potential impact as a disease vector for several crops. We developed ecological niche models for the species on its native geographic distribution in the southeastern United States; we tested the predictivity of the models both on the native distributional area and via projections to California, where the species has long been present as an invasive species. In both cases, tests indicated high statistical significance of predictions. Projection of models to South America indicated little possibility of invasion of southeastern Brazil, where citrus diseases were of concern. However, all models agree in predicting great risk of establishment in the wine-growing regions of northern Argentina and extreme southern Brazil; great precaution is thus to be recommended when any movements of bio-materials are made from infected areas to this region.

Keywords: ecological niche modeling, invasive species, *Xylella fastidiosa*, vector.

Resumo

A possibilidade de invasão da América do Sul por *Homalodisca coagulata* é uma questão de relevância econômica, dado o potencial de seu impacto como um vetor para agentes fitopatológicos. Foram desenvolvidos modelos de nicho ecológico para a espécie na sua área de distribuição geográfica nativa, no sudeste dos Estados Unidos. A capacidade de previsão dos modelos foi testada tanto na área de distribuição nativa quanto em projeções no estado da Califórnia, onde a espécie tem estado presente por muito tempo como uma espécie invasora. Em ambos os casos, os testes indicaram alta significância estatística para as previsões. Projeções dos mesmos modelos para a América do Sul indicaram poucas chances de invasão ao sudeste do Brasil, local em que doenças em culturas de cítricos são preocupantes. Entretanto, todos os modelos são concordantes ao prever alto risco de estabelecimento da espécie na região onde se encontram as vinícolas do norte da Argentina e no extremo sul do Brasil. Recomenda-se então grande precaução no transporte de material biológico de áreas infectadas para a área em questão.

Palavras-chave: modelagem de nicho ecológico, espécies invasoras, *Xylella fastidiosa*, vetor.

Introduction

The bacterium *Xylella fastidiosa* has long been a serious concern in a number of orchard-based crops, particularly in citrus (e.g., as variegated chlorosis in citrus in Brazil) and in wine grapes (e.g., as Pierce's disease in grapes in California), although also in a much broader set of crops (e.g., as phoney peach disease in the southern United States, oleander leaf scorch in California). Its introduction into a given plant generally leads to withering and dieback, and death of the plant within a few years. A number of good summaries of the interaction between *Xylella*, its vector insect species, and its effects on agriculture are available (<http://ucce.ucdavis.edu/counties/ceventura/Agriculture977/>, <http://www.ipm.ucdavis.edu/PMG/r302101211.html>, and <http://www.cnr.berkeley.edu/xylella/>).

Xylella's effects are considerably more serious when competent vector species are present. Alone, *Xylella*'s dispersal abilities are quite minimal, but a competent vector species can increase its dispersal capacity by orders of magnitude. Although native vector species are usually present in agroecosystems (e.g., *Graphocephala atropunctata*, *Draeculacephala minerva*, *Carneiocephala fulgida*, in Brazilian citrus), some alien invaders can be markedly more effective at disease transmission. One of the most serious (competent) such vectors is *Homalodisca coagulata*, which is large, disperses long distances, and accumulates in large populations. Introduction of *Homalodisca coagulata* into wine-growing areas of California has already had major impacts on the industry in southern California, and threatens to affect the entire region if the species is not controlled.

With increasing movement and transport of biological materials, there is concern in regard to the introduction of such vector species into new areas. For instance, although *Homalodisca coagulata* has been a long-time pest in California, it has not yet appeared as an invader in southern South America. In South America, many potential regions and crops could be in danger. Of particular interest is citrus in southern Brazil, where *Xylella* has long been a concern, and introduction of such a competent vector might have very unfortunate consequences. The purpose of this contribution is the development and testing of ecological niche models that permit assessment of the invasive potential of *Homalodisca coagulata* in South America.

Methods

Ecological niche models were based on 116 unique occurrence points from the native range of *Homalodisca coagulata* accumulated from museum collections databases (see Acknowledgments) and from the scientific literature. An additional 22 points from the species' invaded range in California were gathered from similar sources. All occurrence points were georeferenced to the nearest 0.1' of latitude and longitude, and organized in Microsoft Excel spreadsheets for analyses.

Ecological niches were modeled using the *Genetic Algorithm for Rule-set Prediction* (GARP) (Stockwell 1999, Stockwell & Noble 1992, Stockwell & Peters 1999). In general, the procedure focuses on modeling ecological niches (the conjunction of ecological conditions within which a species is able to maintain populations without immigration) (Grinnell 1917). Specifically, GARP relates ecological characteristics of known occurrence points, such as topography, vegetation, and climate, to those of points randomly sampled from the rest of the study region, seeking to develop a series of decision rules that best summarize those factors associated with the species' presence (Peterson, et al. 2002c).

Occurrence points are divided evenly into training and test data sets. GARP works in an iterative process of rule selection, evaluation, testing, and incorporation or rejection: a method is chosen from a set of possibilities (e.g., logistic regression, bioclimatic rules), applied to the training data, and a rule is developed or evolved. Predictive accuracy is then evaluated based on 1250 points resampled with replacement from the test data and 1250 points sampled randomly from the study region as a whole. Rules may evolve by a number of means that mimic DNA evolution: point mutations, deletions, crossing over, etc. The change in predictive accuracy from one iteration to the next is used to evaluate whether a particular rule should be incorporated into the model, and the algorithm runs either 1000 iterations or until convergence.

All modeling in this study was carried out on a desktop implementation of GARP now available for download from the Internet (<http://www.lifemapper.org/desktopgarp/>). This implementation offers much-improved flexibility in choice of predictive environmental/ecological GIS data coverages. In this case, we used 35 data layers summarizing aspects of topography [elevation, slope, aspect, flow accumulation, flow direction, and topographic index (tendency to pool water) from the U.S. Geological Survey's Hydro-1K data set], aspects of climate including daily temperature range, frost days, mean annual precipitation, solar radiation, maximum, minimum,

and mean annual temperatures, vapor pressure, and wet days (annual means 1960-1990; from the [Intergovernmental Panel on Climate Change](#)); and aspects of land cover including the [University of Maryland Land Use/Land Cover classification and a coverage](#) summarizing tree cover for an area consisting of all of North America north to central Canada. For projection to South America, similar data sets were employed; however, given the confusions introduced by the opposites of winter and summer in Northern and Southern hemispheres, we also conducted analyses in which we included information for a hot month (July in north, January in south) and a cold month (January in north, July in south) along with the annual mean climate data. GARP's predictive abilities have been tested and proven under diverse circumstances (Anderson, et al. 2002a, b, Godown & Peterson 2000, Peterson 2001, Peterson, et al. 2002a, b, c, Peterson & Cohoon 1999, Peterson, et al. 2000, Peterson, et al. 2001, Peterson, et al. Submitted, Peterson, et al. 1999, Peterson & Vieglais 2001, Stockwell & Peterson 2002a, b).

Two types of errors are possible in predictive models of species' distributions: omission error (false negatives or underprediction), in which areas of actual presence are predicted absent; and commission error (false negatives or overprediction), in which areas not inhabited by the species are predicted present (Anderson, et al. 2003).

We used two manipulations based on the analysis of those two types of errors (omission and commission) to improve model performance. First, as a preliminary exploration of positive and negative effects of inclusion of particular coverages, we used a jackknife manipulation in which each coverage was omitted sequentially. Then, as a preliminary tool in exploration of effects of inclusion or exclusion of particular environmental coverages, we calculated Pearson product-moment correlation coefficients between a binary variable describing inclusion or exclusion of each coverage and omission error. Although this coefficient assumes normality of the variables, we used it as a preliminary exploratory tool, and improved approaches are under investigation. Those coverages for which these correlations were high (i.e., inclusion of the coverage in analyses associated with increased omission error), on the order of 0.05-0.1, were omitted from further analysis, and the overall jackknife procedure was repeated until all remaining coverages were either unassociated or negatively associated with omission error.

Second, we developed 100 replicate models of each species' ecological niche based on random 50-50 splits of available occurrence points. Unlike previous applications, which either used single models to predict species' distributions (Peterson 2001, Peterson, et al. 2002a) or summed multiple models to incorporate model-to-model variation (Peterson & Vieglais 2001), we used a new procedure (Anderson, et al. 2003) for choosing best subsets of models. The

procedure is based on the observations that (1) models vary in quality, (2) variation among models involves an inverse relationship between errors of omission (leaving out true distributional area) and commission (including areas not actually inhabited), and (3) best models (as judged by experts blind to error statistics) are clustered in a region of minimum omission of independent test points and moderate area predicted (an axis related directly to commission error). The relative position of the cloud of points relative to the two error axes provides an assessment of the relative accuracy of each model. To choose best subsets of models, we (1) eliminated all models that had non-zero omission error based on independent test points, (2) calculated the average area predicted present among these zero-omission points, and (3) identified the 10 models closest to the overall median area predicted.

Projection of the rule-sets for these models onto maps of eastern North America provided distributional predictions for the species' native range. Model quality was tested via independent sets of occurrence points set aside prior to modeling: a χ^2 test was used to compare observed success in predicting the distribution of test points with that expected under a random model (proportional area predicted present provides an estimate of occurrence points correctly predicted were the prediction to be random with respect to the distribution of the test points). For native-range predictions, we used all of eastern North America for testing model quality. For testing invaded-range predictions in California, for which relatively small areas represented full model agreement, we used an area that included the area predicted present in California by any model plus a buffer of 200 km in all directions, and thus constituted a more conservative and stringent test of model quality than a broader test region.

Results

In a first modeling exercise, annual mean climate data were used to generate predictions. Native-range occurrence points were distributed from northeastern Mexico north and east across the Gulf states to Florida and the Carolinas (Figure 1). The jackknife procedure led to the exclusion of vapor pressure, elevation, flow accumulation, and flow direction from analysis. Best-subsets ecological niche models developed from this data set predicted the species' occurrence fairly continuously throughout the region (Figure 1), including areas somewhat farther north than most known occurrences. Tests of the predictive ability of these models were uniformly highly statistically significant ($10^{-56} < P < 10^{-7}$), suggesting that these models were able to predict independent sets of occurrences with good precision.

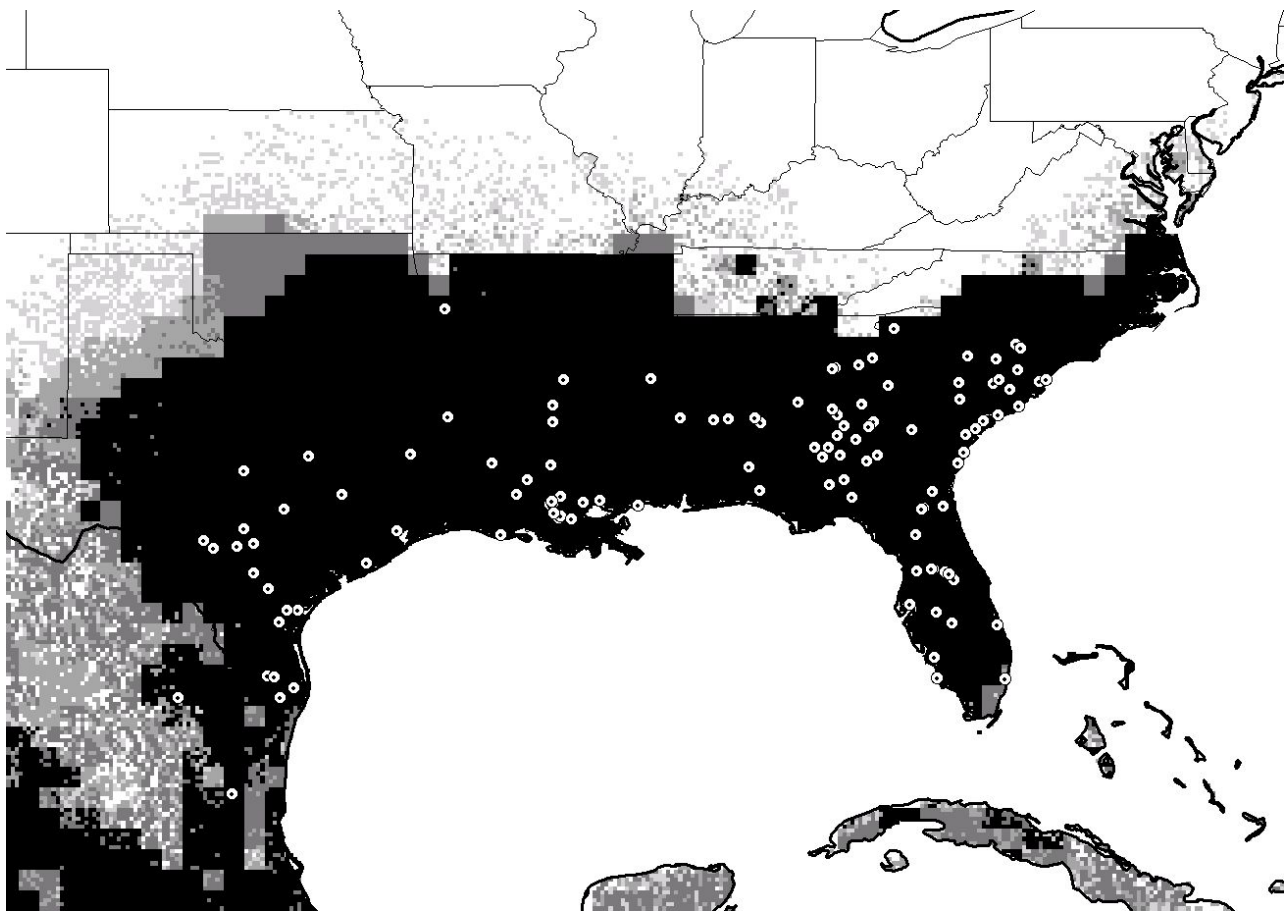


Figure 1. Native range prediction for *Homalodisca coagulata*, based on annual mean climate data and topography. Darker shading indicates areas of greater confidence in occurrence of the species. Dotted circles represent known occurrence points used in model development. Map horizontal extent is approximately 30 degrees.

Projecting these best-subsets niche models to California, where the species has been invasive episodically for decades, predicts a relatively small area as suitable for the species (Figure 2). The coincidence of 22 known occurrence points in California with these predicted areas was excellent (Figure 2). Tests of the statistical significance of the prediction (Figure 3) were highly significant at all thresholds: that is, from relatively conservative (small, all 10 models agree in predicting presence) to relatively non-conservative (large, any of 10 models predicts presence) predictions, all were considerably and significantly better than random models (all $P < 0.01$, and most considerably lower).

For predictions of potential distributional areas in South America, we used the jackknife procedure on both the annual-means-only data and the seasonal data, reducing the numbers of coverages included in analyses considerably (to flow accumulation, flow direction, slope, solar radiation, mean and maximum temperature, vapor pressure, and wet days for annual means, and to elevation, aspect, flow accumulation, topographic index, hot month solar radiation, hot month minimum temperature, annual mean minimum temperature, hot month mean temperature, and cold

month maximum temperature for seasonal data). Based on these final coverage sets, the 10 'best subsets' models were extracted. Native-range predictions were both quite similar, regardless of input coverage set, to Figure 1.

Interestingly, projections of the results of these two distinct modeling exercises to South America were qualitatively quite similar (Figures 4A, 4B). In both cases, areas of predicted presence were only marginal in southern Brazil, and more solidly in southern Paraguay and northern Argentina. Hence, the citrus-growing areas of Brazil do not appear particularly vulnerable to invasion by this potential vector for *Xylella fastidiosa*, but wine-growing areas in northern Argentina (e.g., Salta) and extreme southern Brazil appear to be much more vulnerable.

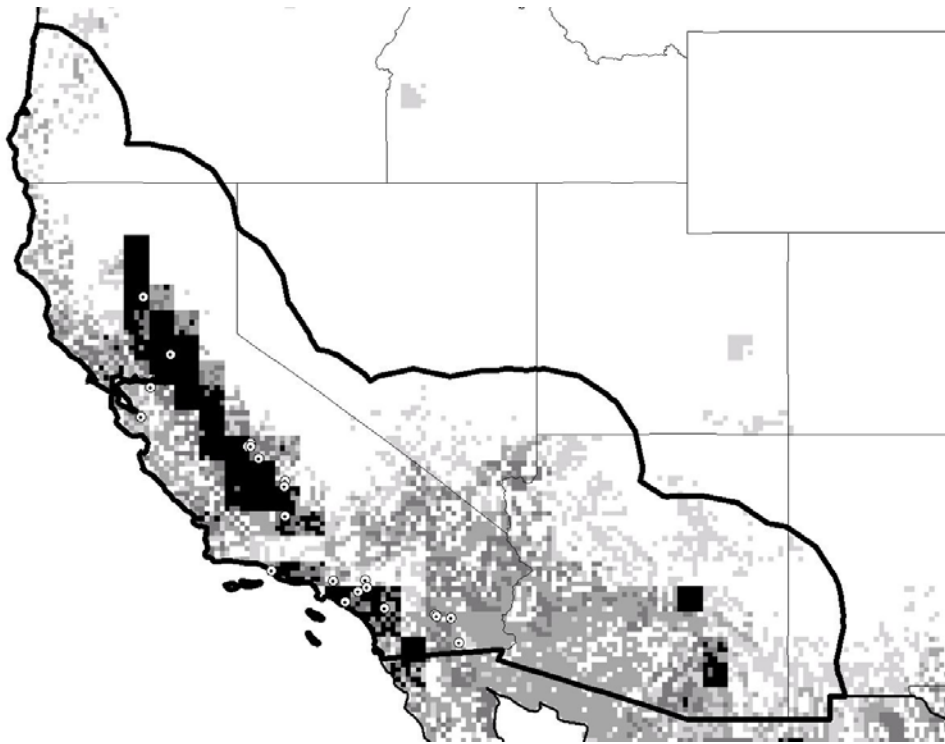


Figure 2. Projection of native-range ecological model (annual mean climate data and topography) for *Homalodisca coagulata* to California. Darker shading indicates areas of greater confidence in occurrence of the species. Dotted circles represent known occurrence points used in model testing. The dark line represents the area within which statistical significance of the prediction was assessed. Map horizontal extent is approximately 20 degrees.

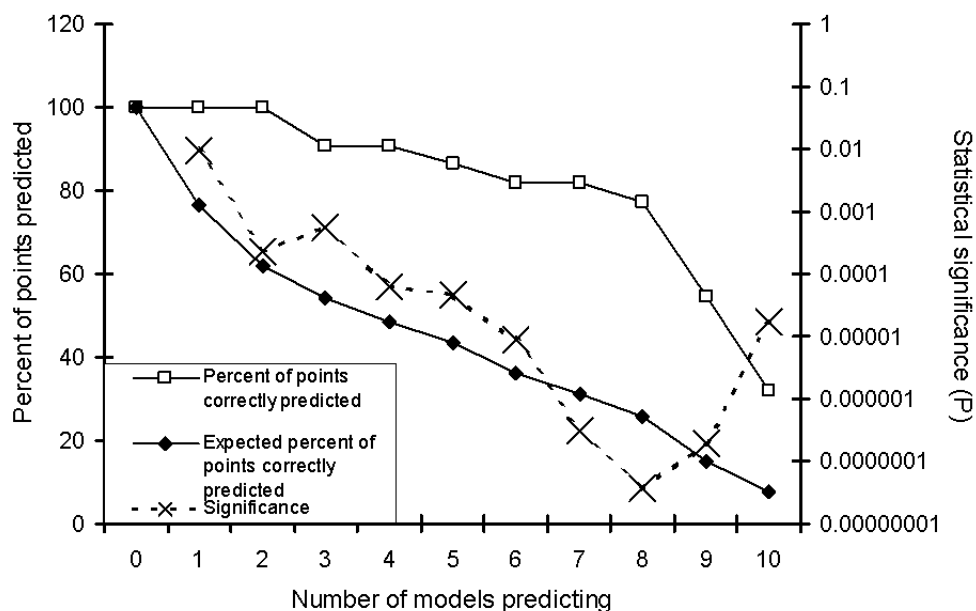


Figure 3. Multiple-threshold assessment of statistical significance of the prediction for *Homalodisca coagulata* in California. Solid diamonds show the expectations for points correctly predicted under a random model; open squares indicate actual correct prediction of points; X's indicate the statistical significance of these predictions, based on chi-square tests (right-hand axis).

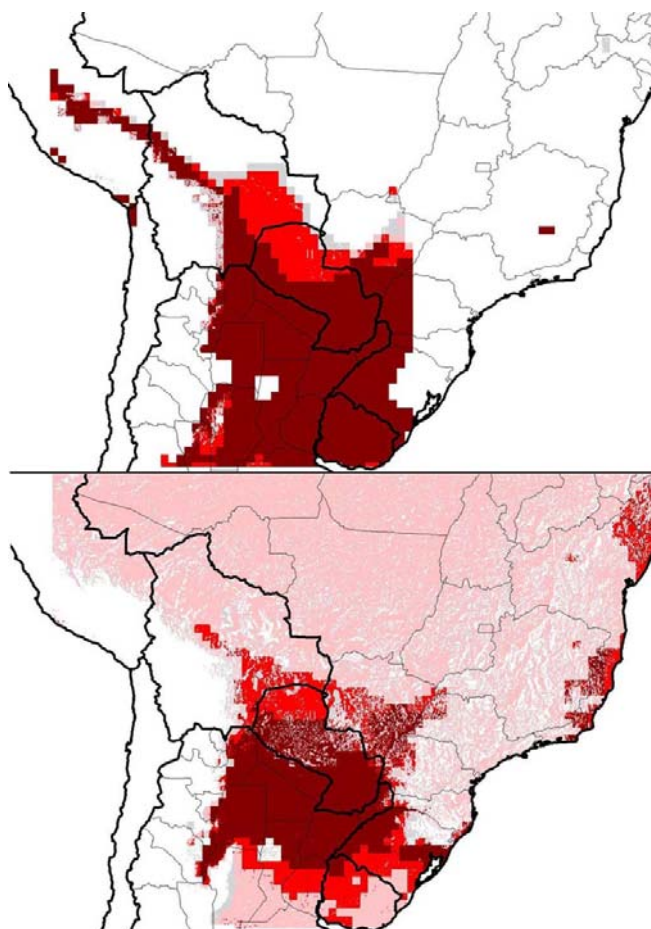


Figure 4. Projection of native-range ecological model for *Homalodisca coagulata* to South America. Top: annual mean climate data and topography. Bottom: Annual and monthly mean climate data and topography. Darker shading indicates areas of greater confidence in potential occurrence of the species. Horizontal extent of both maps is approximately 40 degrees.

Discussion

The development of predictive technologies for species' invasions (Peterson & Vieglais 2001) provided a first proactive view into this major economic problem that is a manifestation of biological processes. In the present case, models developed on the native range, and tested both on the native range and on another invaded range (California) provided predictions of the potential geographic distribution of *Homalodisca coagulata* in South America. Results indicate that *Homalodisca* may be of minor concern as a pest in citrus in South America, but may be of considerable concern for wine-growing regions further south. Great care is certainly recommended for any movements of biological movements between infected areas (southeastern United States, California) and these vulnerable areas.

Of course, such predictions are only as good as the models on which they are based. In the present case, the models employed were highly predictive of the species' already-in-process invasion of California wine-growing areas, indicative of the probably predictive nature of the models for the species' invasive potential in South America. Such predictivity has been encountered in numerous addi-

tional tests with similar methodologies (Peterson, et al. Submitted, Peterson & Vieglais 2001), but a much broader spectrum of tests is desirable to ascertain the frequency with which invasive species do *not* obey the ecological 'rules' that appear to govern their distributions on the native distributional area.

Acknowledgments

We thank David A. Vieglais and David Stockwell for their important contributions to the development of these predictive technologies. Occurrence data were provided by the University of Kansas Natural History Museum, University of Georgia Museum of Natural History, Enns Entomology Museum of the University of Missouri-Columbia, Florida State Collection of Arthropods, Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Louisiana State Arthropod Museum, and Clemson University Arthropod Collection. This research was supported by a grant from the U.S. Environmental Protection Agency; ATP's work in Brazil was supported by a grant from the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.

References

1. ANDERSON, R. P., GOMEZ, M. & PETERSON, A. T. 2002a. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: Insights from predictive models. *Global Ecol. and Biogeogr.*, v. 11, p. 131-141.
2. ANDERSON, R. P., LAVERDE, M. & PETERSON, A. T. 2002b. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos*, v. 93, p. 3-16.
3. ANDERSON, R. P., LEW, D. & PETERSON, A. T. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.*, v. 162, p. 211-232.
4. GODOWN, M. E. & PETERSON, A. T. 2000. Preliminary distributional analysis of U.S. endangered bird species. *Biodivers. Conserv.*, v. 9, p. 1313-1322.
5. GRINNELL, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *Am. Natur.*, v. 51, p. 115-128.
6. PETERSON, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor*, v. 103, p. 599-605.
7. PETERSON, A. T., BALL, L. G. & COHOON, K. C. 2002a. Predicting distributions of tropical birds. *Ibis*, v. 144, p. e27-e32.
8. PETERSON, A. T. & COHOON, K. C. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecol. Model.*, v. 117, p. 159-164.
9. PETERSON, A. T., EGBERT, S. L., SANCHEZ-CORDERO, V. & PRICE, K. P. 2000. Geographic analysis of conservation priorities using distributional modelling and complementarity: Endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biol. Conserv.*, v. 93, p. 85-94.
10. PETERSON, A. T., ORTEGA-HUERTA, M. A., BARTLEY, J., SANCHEZ-CORDERO, V., SOBERON, J., BUDDEMEIER, R. H. & STOCKWELL, D. R. B. 2002b. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, v. 416, p. 626-629.
11. PETERSON, A. T., SANCHEZ-CORDERO, V., SOBERON, J., BARTLEY, J., BUDDEMEIER, R. H. & NAVARRO-SIGUENZA, A. G. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecol. Model.*, v. 144, p. 21-30.
12. PETERSON, A. T., SCACHETTI-PEREIRA, R. & HARGROVE, W. W. Potential distribution of Asian longhorned beetles (*Anoplophora glabripennis*) in North America. *J. Econ. Entomol.*, v. p. Submitted.
13. PETERSON, A. T., SOBERON, J. & SANCHEZ-CORDERO, V. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, v. 285, p. 1265-1267.
14. PETERSON, A. T., STOCKWELL, D. R. B. & KLUZA, D. A. 2002c. Distributional prediction based on ecological niche modeling of primary occurrence data. In: J. M. Scott (Ed.) *Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy*. Washington, D.C.: Island Press.
15. PETERSON, A. T. & VIEGLAIS, D. A. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling. *BioScience*, v. 51, p. 363-371.
16. STOCKWELL, D. R. B. 1999. Genetic algorithms II. In: A. H. Fielding (Ed.) *Machine learning methods for ecological applications*. Boston: Kluwer Academic Publishers. p. 123-144.
17. STOCKWELL, D. R. B. & NOBLE, I. R. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. *Math. Comput. Simulat.*, v. 33, p. 385-390.
18. STOCKWELL, D. R. B. & PETERS, D. P. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *Int. J. Geo. Inf. Syst.*, v. 13, p. 143-158.
19. STOCKWELL, D. R. B. & PETERSON, A. T. 2002a. Controlling bias in biodiversity data. In: J. M. Scott (Ed.) *Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy*. Washington, D.C.: Island Press.
20. STOCKWELL, D. R. B. & PETERSON, A. T. 2002b. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecol. Model.*, v. 148, p. 1-13.

Title: Assessment of invasive potential of *Homalodisca coagulata* in western North America and South America

Authors: A. Townsend Peterson, Ricardo Scachetti-Pereira and Daniel A. Kluza

Biota Neotropica, Vol. 3 (number 1): 2003
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00703012003>

Date Received 19/12/2003 Revised 14/03/2003
 Accepted 26/03/2003

ISSN 1676-0611

CHAVE ILUSTRADA PARA IDENTIFICAÇÃO DOS CAMARÕES DENDROBRANCHIATA DO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL.

Rogério Caetano da Costa¹; Adilson Fransozo¹; Gustavo Augusto Schmidt Melo² and Fúlvio Aurélio de Moraes Freire¹

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?identification-key+BN01503012003>

Recebido em: 05/02/2003

Revisado em: 01/04/2003

Publicado em: 04/04/2003

1. NEBECC (Núcleo de Estudos em Biologia, Ecologia e Cultivo de Crustáceos). Depto de Zoologia – IB – UNESP – Distrito de Rubião Júnior s/n Botucatu (SP) 18618-000.
2. Museu de Zoologia - USP – Av. Nazareth, 481 São Paulo (SP) 01064-970.

Abstract

This study aimed to provide an illustrated identification key to distinguish Dendrobranchiata marine shrimps which, occur in the littoral north São Paulo State as deep as to 40m. A total of 13 species were captured using a shrimp fishery boat with two double-rig nets. Monthly trawlings were carried out from 1995 to 2000 in the region of Ubatuba, SP. This key includes the commercial value of species such as the penaeids *Xiphopenaeus kroyeri*, *Farfantepenaeus brasiliensis*, *F. paulensis*, *Litopenaeus schmitti*, *Artemesia longinaris* and the solenocerids *Pleoticus muelleri*. In addition to these species, shrimps that are not of commercial interest were also include such as *Rimapenaeus constrictus*, *Acetes americanus*, *Peisos petrunkevitchi* and the sicionids *Sicyonia dorsalis*, *S. typica*, *S. laevigata* and *S. parri*. The key proposed here might facilitate the identification of Dendrobranchiata shrimps by a variety of users, including scientific researchers as well as people responsible for making the laws that regulate fisheries, principally in the protection period.

Key words: Identification key, Dendrobranchiata, shrimps, São Paulo.

Resumo

O presente estudo teve como objetivo a elaboração de uma chave de identificação ilustrada para diferenciar as espécies de camarões marinhos Dendrobranchiata, com ocorrência no litoral do Estado de São Paulo até a profundidade de 40m. As 13 espécies apresentadas neste trabalho foram obtidas mediante coletas mensais durante os anos de 1995 a 2000 na região de Ubatuba, SP. Nesta chave estão incluídas as espécies de interesse econômico, como os peneídeos *Xiphopenaeus kroyeri*, *Farfantepenaeus brasiliensis*, *F. paulensis*, *Litopenaeus schmitti*, *Artemesia longinaris* e o solenocerídeo *Pleoticus muelleri*. Além destas espécies, também foram adicionados os camarões que não são alvos das frotas pesqueiras, entre eles, *Rimapenaeus constrictus*, *Acetes americanus*, *Peisos petrunkevitchi* e os sicionídeos *Sicyonia dorsalis*, *S. typica*, *S. laevigata* e *S. parri*. A chave proposta servirá como uma ferramenta no auxílio da identificação dos camarões Dendrobranchiata, quer seja por pesquisadores ligados à área científica, como também por pessoas relacionadas aos órgãos responsáveis pelo controle da pesca, principalmente, na época do defeso.

Palavras-chave: Chave de identificação, Dendrobranchiata, camarões, São Paulo.

Introdução

Sete famílias, 56 gêneros e aproximadamente 500 espécies de camarões Dendrobranchiata são reconhecidas no mundo (Pérez-Farfante & Kensley 1997). No estudo efetuado por D'Incao (1995), baseando-se em coleções científicas depositadas em museus, foram registrados para a costa brasileira 26 gêneros e 61 espécies. No Estado de São Paulo existem 20 espécies pertencentes a 14 gêneros de Dendrobranchiata (D'Incao 1995, Costa *et al.* 2000 e Costa 2002).

A identificação correta das espécies é essencial como uma ferramenta para estudos básicos em biologia como, por exemplo, investigações ecológicas, estudos de dinâmica populacional, impactos da sobrepesca, além de uma estimativa do desembarque pesqueiro (Pérez Farfante 1998). Apesar do valor econômico e da grande abundância dos camarões peneídeos nos ecossistemas estuarinos e marinhos do Estado de São Paulo, estes peneídeos tem sido pouco estudado.

Os camarões possuem um tegumento fino e um corpo dividido em duas regiões: o cefalotórax e o abdome. A maioria deles tem um rostro proeminente com dentes dorsais e alguns gêneros com dentes na região ventral. Os olhos são pedunculados. A cabeça apresenta um par de antenas, um par de antênulas, um par de mandíbulas e dois pares de maxilas. O tórax possui três pares de maxilípedes e cinco pares de pereiópodos (patas). O cinco primeiros somitos abdominais apresentam apêndices (pleópodos) especializados para a natação e no sexto somito os apêndices estão modificados como um leque caudal formado por um par de urópodos e um telso terminal (Fig. 1).

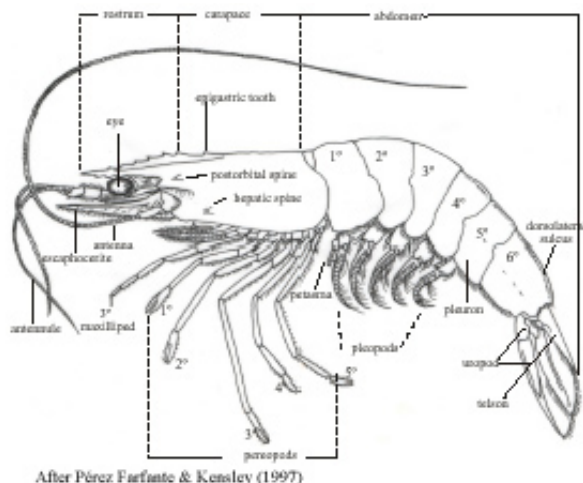


Fig. 1 – Esquema hipotético de um camarão peneídeo em vista lateral (Pérez Farfante & Kensley – 1997)

Existem três grupos principais de camarões: Dendrobranchiata, Stenopodidea and Caridea.

Os Dendrobranchiata (com duas superfamílias: Penaeoidea e Sergestoidea) são caracterizados por apresentarem os três primeiros pares de pereiópodos quelados com forma e tamanhos similares (Fig. 4), a pleura do segundo somito abdominal sobrepõe a terceira mas não a primeira (Fig. 1) e as brânquias são do tipo dendrobranchiata (Pérez Farfante 1988). O aparelho copulador do macho (petasma) está localizado no primeiro somito abdominal, enquanto que na fêmea (téllico) está situado ventralmente na base entre o quarto e quinto pares de pereiópodos. O téllico (Fig. 2) pode ser fechado (massa espermática é colocada internamente nas placas do téllico) ou aberto (massa espermática fica exposta na região do téllico) (Dall *et al.* 1990). A fêmeas liberam os ovos diretamente na água.

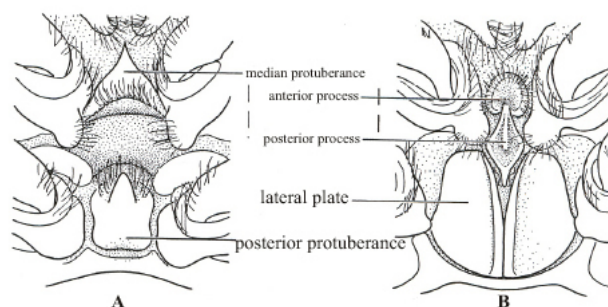
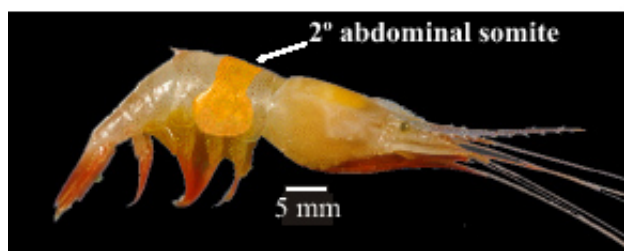
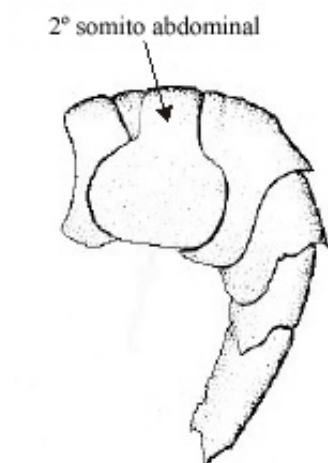
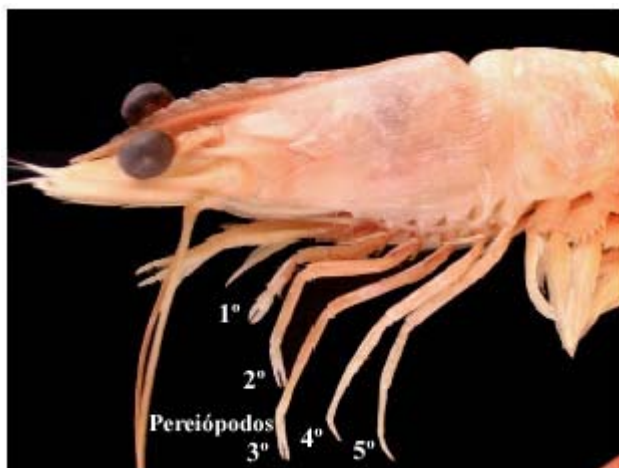


Fig. 2 – Alguns aspectos da genitália externa de uma fêmea. (A) téllico aberto e (B) téllico fechado. (Pérez- Farfante & Kensley, 1997)

O segundo grupo de camarões pertencem aos Stenopodidea. O formato das pleuras abdominais são similares aos Dendrobranchiata, mas diferem por apresentar o terceiro dos primeiros três pares de pereiópodos quelados consideravelmente alongados e as brânquias são do tipo tricobrânquia. Os machos não apresentam petasma e as fêmeas carregam os ovos nos pleópodos.

Os Caridea são caracterizados por não apresentar o terceiro par de pereiópodos quelados. A pleura do segundo somito abdominal sobrepõe o primeiro e o terceiro somitos (Fig. 3A e 3B) e a brânquia é do tipo filobrânquia. Os machos não possuem petasma e as fêmeas também carregam os ovos nos pleópodos (Pérez-Farfante 1988).

Com o intuito de contribuir para um melhor conhecimento da biodiversidade local e facilitar a diferenciação dos camarões, o presente estudo tem como objetivo apresentar uma chave ilustrada para a identificação dos camarões Dendrobranchiata marinhos, com ocorrência no litoral Norte do Estado de São Paulo até uma profundidade de 40m.

Fig 3A – Vista lateral de um espécime de camarão *Caridea*Fig 3B – Vista lateral do abdome de um camarão *Caridea*, evidenciando a segunda pleura abdominalFig. 4 – Vista lateral de uma carapaça de um camarão *Dendrobranchiata*, evidenciando os pereiópodos.

Material e Métodos

Todas as espécies foram coletadas ao longo do litoral norte do Estado de São Paulo, Brasil (23°26'S / 44°47'W e 23°55'S / 45°35'W), usando um barco camaroneiro equipado com redes do tipo “double rig”. Os arrastos foram realizados mensalmente desde 1995 até 2000. As amostras foram efetuadas ao longo de transectos localizados próximos às ilhas e aos costões rochosos, nas regiões de enseadas e

até os 40m de profundidade. Os camarões *Dendrobranchiata* foram identificados de acordo com D’Incao (1995) e Pérez Farfante & Kensley (1997).

As distribuições geográfica e batimétrica foram obtidas da literatura (Pérez Farfante 1988, Boschi *et al.* 1992, D’Incao 1995, Pérez Farfante & Kensley 1997). Para a área estudada, a distribuição batimétrica das espécies foi obtida por meio de coletas mensais (1998 a 2000). Detalhes sobre a caracterização dos fatores ambientais analisados pode ser encontrados no trabalho de Bertini *et al.* (2001).

Resultados e Discussão

As capturas dos camarões revelaram a presença de 4 famílias, 9 gêneros e 13 espécies. Os *Sergestoidea* foram representados por 2 espécies, enquanto que, os *Penaeoidea* por 11 espécies pertencentes às famílias *Penaeidae*, *Sicyoniidae* e *Solenoceridae*.

ESPÉCIES DE DENDROBRANCHIATA

Superfamília SERGESTOIDEA Dana, 1852

Família Sergestidae Dana, 1852

Peisos petrunkevitchi Burkenroad, 1945: Atlântico Ocidental - Brasil (Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul, exceto no Estado de Paraná), Uruguai e Argentina (Chubut).

Profundidade registrada no presente estudo: pelágica até 30m.

Profundidade máxima mencionada na literatura: pelágica até 50m.

Acetes americanus Ortmann, 1893: Atlântico Ocidental - Guyana, Porto Rico até o Brasil (Pará até o Rio Grande do Sul).

Profundidade registrada no presente estudo: pelágica até 25m.

Profundidade máxima mencionada na literatura: pelágica até 40m.

Superfamília PENAEOIDEA Rafinesque-Schmaltz, 1815

Família Penaeidae Rafinesque-Schmaltz, 1815

Farfantepenaeus brasiliensis (Latreille, 1817) (camarão-rosa): Atlântico Ocidental - USA (Cape Hatteras, Carolina do Norte) até o Brasil (Amapá até o Rio Grande do Sul).

Profundidade registrada no presente estudo: de 2m até 40m. Profundidade máxima mencionada na literatura: água rasas até 366m.

Farfantepenaeus paulensis (Pérez Farfante, 1967) (camarão-rosa): Atlântico Ocidental - Brasil (Bahia até o Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina (Mar del Plata). Profundidade registrada no presente estudo: de 2m até 40m. Profundidade máxima mencionada na literatura: água rasas até 150m.

Litopenaeus schmitti (Burkenroad, 1936) (camarão branco legítimo): Atlântico Ocidental - Cuba (Baía de Matanzas) até o Brasil (Amapá até o Rio Grande do Sul). Profundidade registrada no presente estudo: de 2m até 25m. Profundidade máxima mencionada na literatura: água rasas até 50m.

Artemesia longinaris Bate, 1888: Atlântico Ocidental - Brasil (Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina (província de Chubut). Profundidade registrada no presente estudo: de 5m até 30m. Profundidade máxima mencionada na literatura: de 2m até 125m.

Rimopenaeus constrictus (Stimpson, 1874): Atlântico Ocidental - Canada (Nova Scotia) até o Brasil (Amapá até Santa Catarina). Profundidade registrada no presente estudo: de 2m até 40m. Profundidade máxima mencionada na literatura: de 1m até 127m.

Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) (camarão sete-barbas): Atlântico Ocidental - USA (Virginia) até o Brasil (Amapá até o Rio Grande do Sul). Pacífico Oriental - México (Sinaloa) até o Peru (Paíta). Profundidade registrada no presente estudo: de 2m até 25m. Profundidade máxima mencionada na literatura: água rasas até 70m.

Família Solenoceridae Wood-Mason, 1891

Pleoticus muelleri (Bate, 1888): Atlântico Ocidental - Brasil (Espírito Santo até o Rio Grande do Sul), Uruguai e Argentina (Santa Cruz). Profundidade registrada no presente estudo: de 10m até 40m. Profundidade máxima mencionada na literatura: água rasas até 600m.

Família Sicyoniidae Ortmann, 1898 (chamados de camarão rocha)

Sicyonia dorsalis Kingsley, 1878: Atlântico Ocidental - USA (Cape Hatteras, Carolina do Norte) até o Brasil (Amapá até Santa Catarina). Profundidade registrada no presente estudo: de 2m até 25m. Profundidade máxima mencionada na literatura: de 3m até 420m.

Sicyonia typica (Boeck, 1864): Atlântico Ocidental - USA (Carolina do Norte) até o Brasil (Amapá até o Rio Grande do Sul). Profundidade registrada no presente estudo: de 2m até 40m. Profundidade máxima mencionada na literatura: água rasas até 100m.

Sicyonia laevigata Stimpson, 1871: Atlântico Ocidental - USA (Beaufort, Carolina do Norte) até o Brasil (Amapá até o Rio Grande do Sul). Pacífico Oriental - Panamá (Golfo do Panamá) até o México (Mazatlan).

Profundidade registrada no presente estudo: apenas em áreas abrigadas próximas aos costões rochosos de cada enseada, i.e. entre 8 aos 10m.

Profundidade máxima mencionada na literatura: de água rasas até 100m.

Sicyonia parri (Burkenroad, 1934): Atlântico Ocidental - USA (Carolina do Norte) até o Brasil (Maranhão até São Paulo).

Profundidade registrada no presente estudo: apenas em áreas abrigadas próximas aos costões rochosos de cada enseada, i.e. entre 8 e 10m.

Profundidade máxima mencionada na literatura: de água rasas até 87m.

Acknowledgements

Gostaríamos de agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelos suportes financeiros (# 94/4878-8, # 97/12108-6, # 97/12106-3, # 97/12107/0, # 98/3134-6) e também ao BIOTA/FAPESP (#98/07090-3). Agradecemos a todos os membros do NEBECC pelo auxílio nos trabalhos de campo e a Profa. Dra. Maria Lúcia Negreiros Fransozo and Stella Maris Januário da Silva pelos comentários construtivos. Gostaríamos de agradecer aos revisores anônimos pelas sugestões e críticas. Todas as coletas foram efetuadas dentro da legislação estadual e federal vigente.

Literature

BERTINI, G., FRANSOZO, A. & COSTA, R.C. 2001. Ecological distribution of three species of *Persephona* (Brachyura: Leucosiidae) in the Ubatuba region, São Paulo, Brazil. *Nauplius*, 9(1): 31-42.

BOSCHI, E. E., FISCHBACH, E. C. & IORIO, I. M. 1992. Catálogo ilustrado de los crustaceos estomatopodos y decapodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo*, 10(A): 7-94.

COSTA, R. C., 2002. Biologia e distribuição ecológica das espécies de camarões Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) na região de Ubatuba (SP). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Botucatu, SP, 186pp.

COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; MANTELATTO, F. L. M.; & CASTRO, R. H. 2000. Occurrences of shrimps (Natantia: Penaeidea and Caridea) in Ubatuba bay, Ubatuba, São Paulo, Brazil. *Proc. Biol. Soc. Wash.* 113(3): 776-781.

- DALL, W.; HILL, B. J.; ROTH LISBERG, P. C. & STAPLES, D. J. 1990. The biology of the Penaeidae. In BLAXTER, J. H. S. & SOUTHWARD, A. J. (Ed). Advances in Marine Biology. San Diego. Academic press, V. 27, 489p.
- D'INCAO, F. 1995. Taxonomia, Padrões distribucionais e ecológicos dos Dendrobranchiata (Crustacea: Decapoda) do litoral brasileiro. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR. 365pp.
- PÉREZ FARFANTE, I. 1988. Illustrated key to Penaeoid shrimps of commerce in the Americas. NOAA Tech. Rep. NMFS, 64: 1-32.
- PÉREZ FARFANTE, I. & KENSLEY, 1997. Penaeoid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World. Keys and diagnoses for the families and genera. Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, V.175, 233p.

Título: Chave ilustrada para identificação dos camarões dendrobranchiata do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil.

Autores: Costa, R. C.; Fransozo, A.; Melo, G. A. S.; Freire, F. A. M.

Biota Neotropica, Vol. 3 (number 1): 2003

<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?identification-key+BN01503012003>

Recebido em: 05/02/2003 - Revisado em: 01/04/2003

Publicado em: 04/04/2003

ISSN 1676-0603

Chave para identificação das espécies de Dendrobranchiata do litoral norte do Estado de São

Paulo

- 1 - Redução no tamanho ou falta do quarto e quinto pares de pereiópodos; rostro mais curto que o pedúnculo ocular ([Fig. 5](#)) (Superfamília SERGESTOIDEA)2
 - O quarto e o quinto pares de pereiópodos são bem desenvolvidos; rostro geralmente maior que o pedúnculo ocular ([Fig. 4](#)) (Superfamília PENAEOIDEA).....3
- 2 - Rostro com 1 dente dorsal; falta o quarto e o quinto pares de pereiópodos.....*Acetes americanus* ([Fig. 6](#))
 - Rostro com 2 dentes dorsais; redução no tamanho do quarto e quinto pares de pereiópodos.....*Peisos petrunkevitchi* ([Fig. 7](#))
- 3 - Espinho pós-orbital presente (exclusivamente da Família Solenoceridae) ([Fig. 8A](#) e [Fig. 1](#)).....*Pleoticus muelleri* ([Fig. 8B](#))
 - Espinho pós-orbital ausente.....4
- 4 - Rostro com dentes dorsais e ventrais ([Fig. 9](#)).....5
 - Rostro apenas com dentes dorsais.....7
- 5 - Sulcos ad-rostrais curtos terminando na altura do dente epigástrico ([Fig. 10A](#)).*Litopenaeus schmitti* ([Fig. 10B](#))
 - Sulcos ad-rostrais longo, ultrapassando o dente epigástrico, alcançando quase a margem posterior da carapaça ([Fig. 11](#)).....6
- 6 - Télico com a porção anterior das placas laterais não cobrindo o processo posterior, i.e. processo posterior exposto ([Fig. 12A](#)); petasma com a projeção distomedial curta com a parte dorsal pouco curva ([Fig. 12B](#) e [Fig. 12C](#)); Sulco dorso-lateral do sexto somito abdominal estreito ([Fig. 12D](#)).*Farfantepenaeus paulensis* ([Fig. 12E](#))
 - Télico com a porção anterior das placas laterais cobrindo o processo posterior, i.e. processo posterior não exposto ([Fig. 12A](#)); petasma com a projeção distomedial longa com a parte dorsal mais curva ([Fig. 12B](#)); sulco dorso-lateral do sexto somito abdominal sem estreitamento ([Fig. 12D](#)); mancha escura na junção do terceiro e quarto somitos abdominais.....*Farfantepenaeus brasiliensis* ([Fig. 12F](#)).

- 7 - Rostro longo, sinuoso e com dentes agrupados sobre a região do pedúnculo ocular ([Fig. 13A](#) e [Fig. 13B](#)).....8
- Rostro curto, com dentes distribuídos em toda região dorsal do rostro ([Fig. 13C](#) e [Fig. 13D](#)).....9
- 8 - Rostro com 5 dentes desiguais ([Fig. 13A](#)).....*Xiphopenaeus kroyeri* ([Fig. 14A](#))
- Rostro com dentes bem similares na forma e tamanho, e apresentando entre 7 a 14 dentes ([Fig. 13B](#)).....*Artemesia longinaris* ([Fig. 14B](#))
- 9 - Dentes na região dorsal da carapaça presentes em número variável; rostro com menos que 5 dentes dorsais; carapaça rígida ([Fig. 13D](#)).....10
- Dentes na região dorsal da carapaça ausentes; rostro geralmente com 9 dentes dorsais ([Fig. 13C](#)).....*Rimapenaeus constrictus* ([Fig. 15](#))
- 10 - Carapaça com 1 dente dorsal. ([Fig. 13D](#))..... *Sicyonia dorsalis* ([Fig. 16](#))
- Carapaça com 2 ou mais dentes dorsais11
- 11 - Carapaça com 2 dentes dorsais ([Fig. 17A](#))..... *Sicyonia typica* ([Fig. 17B](#))
- Carapaça com 3 dentes dorsais ([Fig. 18A](#) e [Fig. 18B](#)).....12
- 12 - Rostro com 2 dentes dorsais ([Fig. 18A](#)).....*Sicyonia laevigata* ([Fig. 19A](#))
- Rostro com 3 dentes dorsais ([Fig. 18B](#)).....*Sicyonia parri* ([Fig. 19B](#))

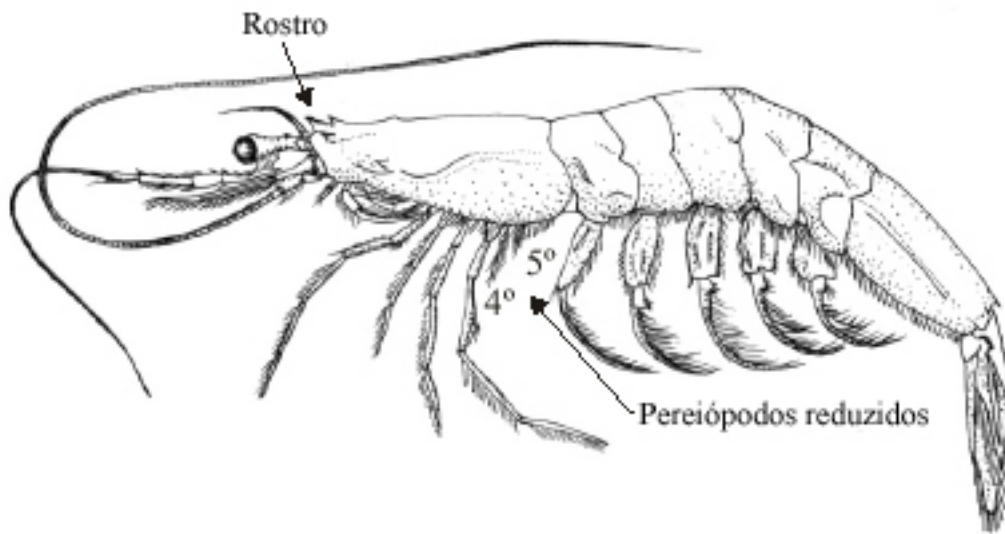


Fig. 5 – Vista lateral de um camarão Sergestoidea, evidenciando o rostro curto e o 4º e o 5º pares de pereiópodos reduzidos. (Pérez-Farfante & Kensley, 1997)



Fig. 6 - *Acetes americanus*



Fig. 7 - *Peisos petrunkevitchi*

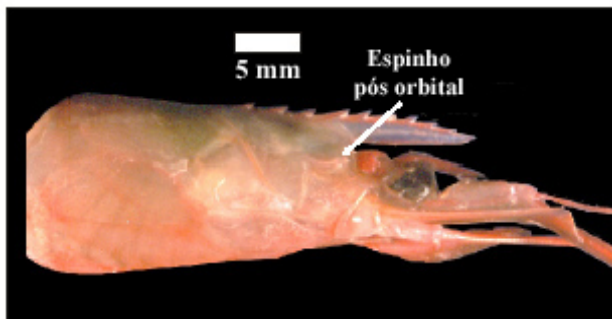


Fig. 8A – Vista lateral da carapaça de um camarão Penaeoidea, evidenciando o espinho pós-orbital.



Fig. 8B - *Pleoticus muelleri*



Fig. 9 – Vista lateral do rosto de um camarão *Penaeoidea*, evidenciando os dentes ventrais.



Fig. 11 – Vista dorsal da carapaça de um camarão *Penaeoidea*, evidenciando os sulcus ad. rostrais longos.

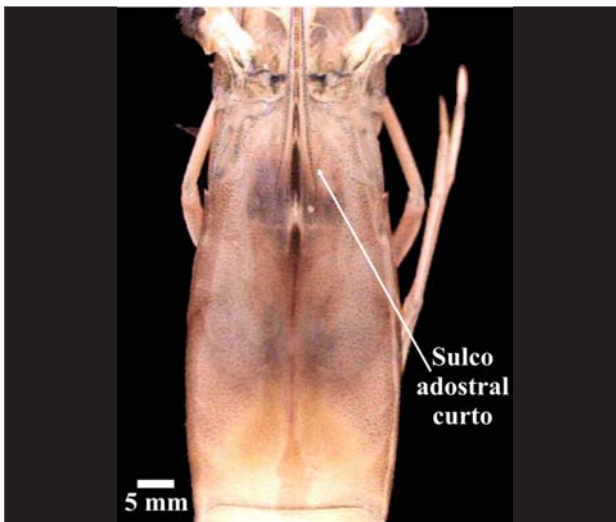


Fig. 10A – Vista dorsal da carapaça de um camarão *Penaeoidea*, evidenciando os sulcus ad. rostrais.

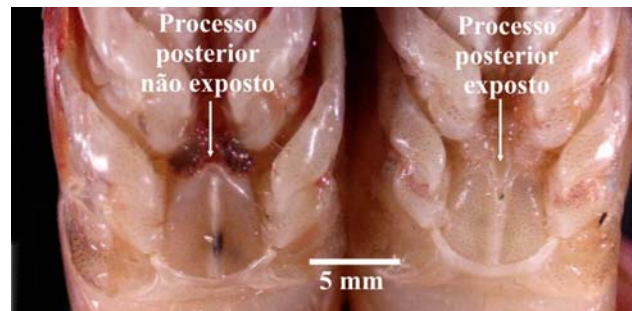


Fig. 12A - Télico. Processo posterior em detalhe.



Fig. 10B - *Litopenaeus schmitti*

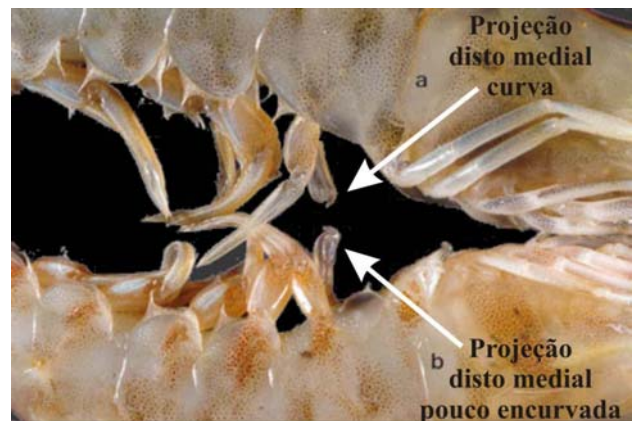
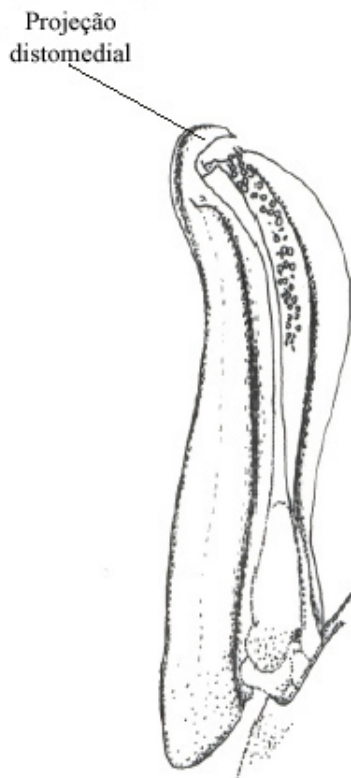


Fig. 12B - *Petasma*. Projeção disto-medial em detalhe.



Fonte: Pérez Farfante & Kensley (1997)

Fig. 12C Alguns aspectos da genitália externa de um exemplar macho. Petasma. (Pérez Farfante & Kensley, 1997)



Fig. 12E - *Farfantepenaeus paulensis*



Fig. 12F - *Farfantepenaeus brasiliensis*

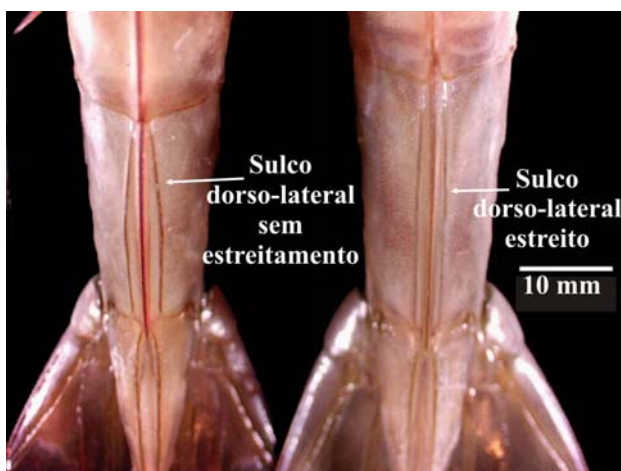


Fig. 12D – Vista dorsal do sexto somito abdominal. Detalhe do sulco dorso-lateral.



Fig. 13A – *Xiphopenaeus kroyeri*. Vista lateral do rostr.



Fig. 13B – *Artemesia longinaris*. Vista lateral do rostr.



Fig. 13C - *Rimapenaeus constrictus*. Vista lateral do rostro.



Fig. 15 - *Rimapenaeus constrictus*



Fig. 13D - *Sicyonia dorsalis*. Vista lateral do rostro.



Fig. 16 - *Sicyonia dorsalis*



Fig. 14A - *Xiphopenaeus kroyeri*

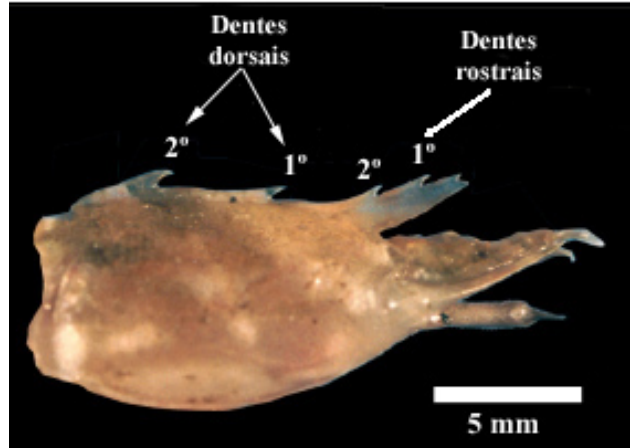


Fig. 17A - Vista lateral de uma carapaça de Sicyonia.



Fig. 14B - *Artemesia longinaris*



Fig. 17B - *Sicyonia typica*

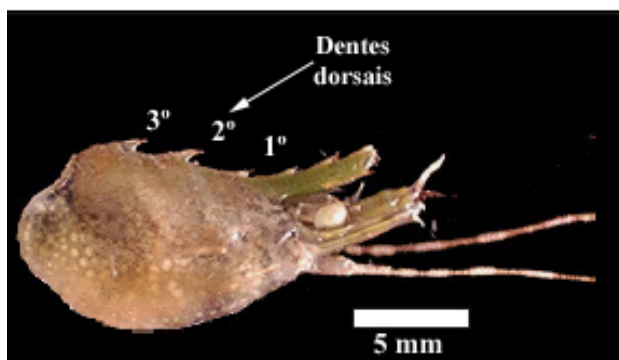


Fig. 18A – Vista lateral de uma carapaça de *Sicyonia*. Detalhe do número de dentes dorsais na carapaça.



Fig. 19A - *Sicyonia laevigata*

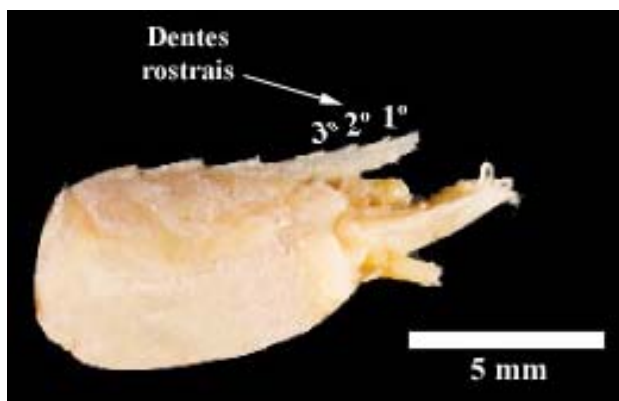


Fig. 18B – Vista lateral da carapaça de uma *Sicyonia*. Detalhe do número de dentes dorsais rostrais.



Fig. 19B - *Sicyonia parri*

INFORMÁTICA PARA BIODIVERSIDADE: vencendo desafios e explorando oportunidades

O espectro de atuação da gestão da informação sobre biodiversidade ultrapassa em muito a percepção mais comum de seu papel, freqüentemente associado ao apoio a projetos para o manejo de seus componentes (diversidade intra-específica, específica e de ecossistemas). Sistemas de informação complexos de apoio à tomada de decisão são hoje concebidos para conciliar desenvolvimento econômico com a preservação dos recursos naturais e qualidade ambiental. No momento em que lideranças nacionais expressam que a política ambiental deixará de ser a política do "não" para passar a ser a do "sim, mas sabendo como", aumenta em muito a importância do uso de tecnologias avançadas de informação aplicadas a sistemas distribuídos e inter-operáveis de gestão da biodiversidade. (<http://www.cria.org.br/eventos/tdbi/bis/marcio>).

Esta promissora nova abordagem exige investimentos expressivos em tecnologia de informação para tratar da complexidade da informação em biodiversidade, unindo em torno de objetivos específicos dados de natureza biológica (genes e suas funções, por exemplo), dados físico-químicos (imagens de satélite) e dados sociais e culturais (práticas tradicionais, preferências de consumo, etc.). Isto é particularmente importante para o Brasil, país ávido por crescimento econômico e social e dotado da maior biodiversidade do planeta. Preparar nossas instituições para enfrentar este desafio e aproveitar as oportunidades de geração de tecnologias passíveis de serem apropriadas por setores estratégicos da nossa economia, justifica plenamente a resposta dada pela FAPESP às demandas da comunidade científica do Estado de São Paulo na implementação do [Instituto Virtual da Biodiversidade - BIOTA/FAPESP](#), integrando as Universidades, Institutos de Pesquisa, Centros da Embrapa e ONGs do Estado aos especialistas do país e do exterior no esforço de construção de base de conhecimento sobre a biodiversidade dos biomas estaduais.

Mais do que prover a infra-estrutura necessária e fomentar a formação de pessoal, a promoção de uma cultura de uso de software de domínio público e o compartilhamento de dados entre os mais de 500 pesquisadores do BIOTA/FAPESP constituem-se em importantes conquistas para que este projeto se apresente vitorioso e mantenha os cientistas e técnicos envolvidos em posição de grande destaque no cenário internacional, conforme comprova [evento](#) recente coordenado pelo Centro de Referência em Informação Ambiental - CRIA.

Trata-se, portanto, de projeto de natureza estratégica e estruturante, com imenso potencial de utilização em outras regiões do país, e que assenta as bases para a incorporação da informação sobre biodiversidade em políticas públicas de gestão da própria biodiversidade e dos recursos hídricos, de zoneamento agrícola, além de outras voltadas para a produção de energia e a promoção do eco-turismo.

A revista Biota Neotropica se insere neste esforço ao proporcionar o espaço de interação que se faz necessário ao complexo processo de inovação tecnológica que une as conquistas recentes da genética e da biologia molecular ao conhecimento sobre a nossa biodiversidade, cuja gestão é altamente dependente de tecnologia de informação.

Marcio de Miranda Santos

Diretor Executivo do Centro de Gestão e Estudos Estratégicos - CGEE

José Fernando Perez

Diretor Científico da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo -
FAPESP

DIVERSIDADE DE OPILIÕES DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL (ARACHNIDA: OPILIONES)

Cibele Bragagnolo¹ & Ricardo Pinto-da-Rocha²

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00203012003>

Recebido em 20/12/2002

Revisado em 24/02/2003

Publicado em 07/03/2003

¹Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, Av. Nazaré, 481, São Paulo, SP, Brasil

cibragagnolo@yahoo.com.br

²Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Caixa Postal: 11.461, Cep: 05422-970, São Paulo, SP, Brasil.

ricrocha@usp.br

Abstract

Two sampling methods (free search and plot search) were carried out to estimate the diversity of harvestmen in the Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. A total of 1,194 adult harvestmen belonging to three families, 27 genera, and 52 species were obtained in 83 samples. The estimates of richness were performed with the program EstimateS 5.0 and the following estimators were analysed: *Chao1*, *Chao2*, *ACE*, *ICE*, *Bootstrap*, *Jackknife1* e *Jackknife2*. In both sampling methods the curve of species accumulation approached an asymptot. However, the estimate of richness varied greatly among methods: *Bootstrap* produced the lowest estimate with 57 species, and *Jackknife2* the highest estimate with 70 species. A large number of samples and adult specimens were obtained with the method of plot search but the free search obtained the highest richness. The richness of harvestmen (64 spp.) of the Parque Nacional da Serra dos Órgãos is the highest in Brazil.

Key-words: *Opiliones, species, richness estimator, Parque Nacional da Serra dos Órgãos*

Resumo

Dois métodos de coleta (captura livre e captura em parcelas) foram empregados para amostrar os opiliões no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. No total, foram realizadas 83 amostras, com um total de 1.194 opiliões adultos, representando três famílias, 27 gêneros e 52 espécies. Para as estimativas de riqueza de espécies, foi utilizado o programa *EstimateS* 5.0 e os seguintes estimadores de riqueza de espécies: *Chao1*, *Chao2*, *ACE*, *ICE*, *Bootstrap*, *Jackknife1* e *Jackknife2*. Em ambos os métodos de coleta, e na combinação destes, as curvas de acumulação de espécies tenderam à estabilidade. Entretanto, as estimativas de riqueza de espécies variaram significativamente entre os sete estimadores utilizados, sendo a estimativa *Bootstrap* a mais baixa (57 spp.) e *Jackknife2* a mais alta (70 spp.). O método de parcelas apresentou um maior número de amostras e de indivíduos adultos. Entretanto, a maior riqueza de espécies foi obtida pelo método de captura livre. Somando as espécies coletadas por este estudo e as espécies já registradas na literatura conclui-se que o Parque Nacional da Serra dos Órgãos possui a maior diversidade de opiliões conhecida até o momento no país, com 64 espécies.

Palavras-chave: *Opiliones, riqueza de espécies, estimadores de riqueza, Parque Nacional da Serra dos Órgãos*

1. INTRODUÇÃO

Os opiliões compõem o terceiro maior grupo em diversidade (4.500-5.000 spp.) dentro da classe Arachnida, menos diverso apenas que ácaros e aranhas (Shear, 1982). São animais inofensivos e pouco conhecidos pelo público em geral devido aos seus hábitos criptobióticos e noturnos. Podem viver enterrados no solo, no folhedo, em bromélias, sob pedras e troncos, sobre a vegetação ou em cavernas (Cloudsley-Thompson, 1958). A ordem Opiliones é dividida em quatro subordens: Cyphophthalmi, Dyspnoi, Eupnoi e Laniatores. Os Cyphophthalmi apresentam forma semelhante a um ácaro e são representados por cerca de 115 espécies com distribuição geográfica esparsa pelo mundo (Giribet, 2000). Os Dyspnoi e Eupnoi (antigamente pertencentes à subordem Palpatores) da América do Sul possuem corpo em forma oval e pernas muito finas e alongadas na maioria das espécies. Aproximadamente 2.000 espécies de Eupnoi e Dyspnoi foram descritas para o mundo, com predominância em regiões temperadas do Hemisfério Norte (Pinto-da-Rocha, 1999). Os Laniatores possuem as mais diferentes formas e tamanhos, com aproximadamente 3.500 espécies descritas principalmente nas regiões tropicais (Pinto-da-Rocha, 1999).

Os opiliões ocorrem em todos os ambientes terrestres, exceto nas regiões polares. Entretanto, a maioria das espécies ocorre em regiões cobertas por florestas úmidas, onde a sua biomassa pode superar a das aranhas (Hillyard & Sankey, 1989). A Floresta Atlântica do sul e sudeste do Brasil parece apresentar a maior diversidade do mundo, possuindo em algumas reservas 30-49 espécies (Pinto-da-Rocha, 1999). Entretanto, em formações mais secas, como o Cerrado e a Caatinga, a diversidade de opiliões é muito menor, devendo ocorrer menos de 10 espécies por localidade. Ao contrário das espécies que ocorrem em áreas úmidas, as espécies de regiões xéricas possuem uma distribuição geográfica mais ampla. A fauna de cavernas do Brasil possui pelo menos 26 espécies, incluindo 6 famílias (a grande maioria de Laniatores) e somente quatro troglóbios (cavernícolas restritos) foram descritos até o presente momento (Pérez & Kury, 2002).

O Brasil possui aproximadamente 950 espécies (Kury, no prelo), contrastando com outras áreas tropicais como, por exemplo, a região Afrotropical, que possui 707 espécies (Starega, 1992). Na Grã-Bretanha, por exemplo, são conhecidas 23 espécies (Hillyard & Sankey, 1989), na Holanda, 21 espécies (Spoek, 1963) e em toda Europa ocidental ocorrem 110 espécies (Martens, 1978). Nos Estados Unidos e Canadá menos de 200 espécies foram descritas (Edgar, 1990). Outros países da América do Sul, por exemplo, apresentam uma diversidade bem menor comparada ao Brasil. A Venezuela possui pouco mais de 300 espécies (Kury, in press), o Chile, o Peru e o Equador, possuem aproximadamente 150 espécies cada, a Argentina, 115

espécies (Acosta & Maury, 1998) e a Colômbia possui 77 espécies (Florez & Sanches, 1995). Contudo, deve-se ressaltar que o Brasil vem tendo sua fauna de opiliões estudada desde o início do século passado, fato que não ocorreu nos outros países. Em outras regiões não tropicais a diversidade é bem menor.

A fauna de opiliões do estado de São Paulo (232 spp. conhecidas até 1999, segundo Pinto-da-Rocha, 1999) é a mais rica do Brasil e, considerando que a grande maioria das espécies ocorre na faixa da Floresta Atlântica, acredita-se que esta formação apresente a maior diversidade do grupo no mundo (Pinto-da-Rocha, 1999). O estado do Rio de Janeiro possui 216 espécies descritas (Kury, no prelo) e para os demais estados não foram registradas mais do que 110 espécies em cada um. Entretanto, é importante ressaltar que o centro, o norte e o nordeste do Brasil foram muito mal amostrados até o presente (Pinto-da-Rocha, 1999). O único levantamento disponível de alta confiabilidade fora do sul e sudeste refere-se à Reserva Ducke, em Manaus (Amazonas), onde foram registradas 17 espécies em mais de 10 anos de amostragem (Höfer & Beck, 1995).

O Parque Nacional da Serra dos Órgãos está localizado nas encostas atlânticas da Serra do Mar nos municípios de Magé, Guapimirim, Teresópolis e Petrópolis (Figura 1). É muito provável que o Parque, localizado a apenas 80 Km do centro da cidade do Rio de Janeiro, contenha espécies de flora ainda desconhecidas pela ciência, principalmente nas suas florestas de altitude (Drummond, 1997). Estudos sobre os opiliões na região são realizados desde a década de 20 e foram descritas cerca de 23 espécies para a área do Parque referente aos municípios de Petrópolis e Teresópolis. A primeira citação foi feita por Roewer, em 1927, que descreveu uma espécie de Tricommatidae e uma de Gonyleptidae para a região de Teresópolis. Benedito A. M. Soares (1946) descreveu uma espécie de Gonyleptinae para a região de Petrópolis e entre os anos de 1948 a 1988, ele e sua esposa, H. Soares, descreveram mais de 18 espécies de opiliões para a região. Entre os anos de 1990 e 1992, A. B. Kury registrou mais duas espécies de Mitobatinae e R. Pinto-da-Rocha, em 2002 registrou quatro espécies de Caelopyginae para o Parque. Entretanto, não há até o momento nenhum estudo sobre a diversidade de opiliões nesta região, sendo os trabalhos acima citados de caráter exclusivamente taxonômico. Trabalhos sobre diversidade de opiliões no Brasil ainda são muito escassos e o conhecimento da fauna nas diferentes regiões do Brasil é incipiente.

Os objetivos desse trabalho foram inventariar as espécies de opiliões do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, estimar a riqueza de espécies, comparar a eficiência de dois métodos de captura (procura em parcelas e procura livre) e verificar se a experiência do coletor afeta a eficiência na amostragem.

[illegible]

2.4 Análise dos dados

Para a estimativa da riqueza de espécies de opiliões do Parque Nacional da Serra dos Órgãos foi utilizado o programa EstimateS (Versão 5.0.1) (Colwell, 1997). Foram utilizados os seguintes estimadores de riqueza: *Chao1*, *Chao2*, *ACE*, *ICE*, *Jackknife1*, *Jackknife2* e *Bootstrap*. Os dados foram aleatorizados 100 vezes. Com a aleatorização, o efeito de ordem de amostra pôde ser removido, calculando-se a média das aleatorizações excedentes, produzindo, desta maneira, uma curva lisa de acumulação de espécies e permitindo uma comparação mais eficaz dos estimadores utilizados (Colwell, 1997).

Os estimadores aqui empregados são algoritmos não paramétricos que estimam o número de espécies ainda por serem coletadas baseados numa quantificação de raridade (Toti *et al.*, 2000). O *ACE* (*Abundance-based Coverage Estimator*) e o *ICE* (*Incidence-based Coverage Estimator*) são estimadores de riqueza baseados no conceito estatístico de cobertura de amostra. Ambos são modificações das duas versões dos estimadores Chao & Lee, baseados em dados de abundância e que tinham a característica de superestimar a riqueza de espécies, principalmente quando o número de amostras era baixo (Colwell & Coddington, 1994; Colwell, 1997). O conceito de cobertura de amostra refere-se à soma das probabilidades de encontro das espécies observadas, dentro do total de espécies presentes, mas não observadas (Colwell, 1997).

O estimador *ACE* é baseado no conceito de abundância e utiliza para as estimativas de riqueza espécies com dez ou menos indivíduos por amostra. O estimador *ICE* é baseado em incidência, utilizando espécies encontradas em 10 ou menos amostras (Lee & Chao, 1994). O estimador *Chao1* é também baseado em abundância, entretanto utiliza a relação entre o número de *Singletons* e *Doubletons*, que são, respectivamente, o número de espécies representadas por somente um e dois indivíduos para as estimativas de riqueza (Colwell, 1997). Os estimadores *Chao2*, *Jackknife1*, *Jackknife2* e *Bootstrap*, são baseados em incidência e utilizam o número de *Uniques* e *Duplicates*, que são o número de espécies encontradas em somente uma ou duas amostras, respectivamente, para as estimativas de riqueza (Colwell, 1997).

3.RESULTADOS

Um total de 1.194 opiliões adultos representando três famílias, 27 gêneros e 52 espécies foi coletado nas 83 amostras incluindo os dois métodos de coleta (Tabela I e II). Houve uma grande dominância da família Gonyleptidae (39 spp.), representando 78% do total de espécies coletadas.

Das espécies coletadas, as mais abundantes (consideradas aqui, de forma arbitrária, como aquelas que tiveram 45 ou mais indivíduos coletados) foram: *Gonyleptes cancellatus*, *Gagrellinae* sp.1, *Ilhaia cuspidata*, *Goniosoma roridum*, *Jussara luteovariata*, *Mitobates pulcher* e *Urodiabunus* sp.

3.1 Estimativas de riqueza de espécies

As estimativas de riqueza de espécies apresentadas na Figura 2 estão baseadas na combinação dos dados de ambos os métodos e variaram bastante entre os sete estimadores utilizados. A estimativa *Bootstrap* foi a mais baixa de todas, com estimativa de aproximadamente 57 espécies e a *Jackknife2* apresentou a maior estimativa, com aproximadamente 70 espécies. As estimativas dos outros seis estimadores foram semelhantes entre si e apresentaram valores intermediários aos de *Bootstrap* e *Jackknife2*. O estimador *Chao1* ficou muito próximo ao *Bootstrap*, com estimativa de aproximadamente 58 espécies (Tabela II; Figuras 2 – 4).

As estimativas de riqueza de espécies baseadas somente no método de procura livre variaram de 48 a 60 espécies. A estimativa *Bootstrap* foi a mais baixa com 48 espécies e a *Jackknife2* a mais alta com 60 espécies (Tabela II, Figura 3). No método de procura em parcelas, as estimativas de riqueza variaram de 37 a 50 espécies, sendo a estimativa *Chao1* a mais baixa (37 spp.) e, novamente, a estimativa *Jackknife2* a mais alta, com aproximadamente 50 espécies (Tabela II, Figura 4).

Os dois métodos de coleta geraram estimativas similares para o número de espécies de opiliões no Parque e, em ambos os casos, as curvas de acumulação de espécies tenderam à estabilidade (Figuras 2, 3 e 4). Entretanto, a curva do estimador *Chao2* tendeu à estabilidade mais rapidamente que os demais estimadores. As curvas dos estimadores *Chao2* e principalmente *ICE* apresentaram um acentuado crescimento inicial, mas tenderam à estabilidade conforme o aumento do número de amostras. A curva de acumulação de espécies das demais estimativas acompanhou a curva do coletor (S_{obs}).

Apesar do número de amostras e de indivíduos adultos ter sido maior no método de parcelas, a maior riqueza de espécies foi obtida com o método de procura livre (42 espécies em 24 h de coleta contra 36 espécies em 59 h de coleta), demonstrando que o aumento do esforço de amostragem no método de procura em parcelas não significou um aumento no número de espécies coletadas.

Tabela I: Lista de espécies coletadas e descritas na literatura para o Parque Nacional de Serra dos Órgãos, RJ.

Fig. = figura; Lit. = espécies descritas na literatura para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos; T/P= espécies registradas em Teresópolis/Petrópolis; Outras Loc.= espécies que ocorrem em outras regiões do país, excluindo os municípios de Teresópolis e Petrópolis. Bibliografia: referência do autor que registrou a espécie para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e os municípios de Petrópolis/Teresópolis.

Táxon	Fig.	Nº indiv. coletados	Lit.	T/P	Outras Loc.	Bibliografia
EUPNOI						
SCLEROSOMATIDAE						
Gagrellinae						
Gagrellinae sp1		117	---	---	---	-----
<i>Holcobunus nigripalpis</i> (Roewer, 1953)		15	---	---	---	-----
<i>Jussara luteovariata</i>		71	---	---	---	-----
<i>Jussara</i> sp.1	8	13	---	---	---	-----
<i>Jussara</i> sp.2	9	1	---	---	---	-----
<i>Jussara</i> sp.3		8	---	---	---	-----
<i>Jussara</i> sp.4		2	---	---	---	-----
<i>Jussara</i> sp.5		1	---	---	---	-----
LANIATORES						
FAM. INCERTA						
<i>Simonoleptes obstectispiracula</i> (Soares & Soares, 1954)		---	X	X	---	Soares & Soares, 1954b
GONYLEPTIDAE						
Bourguyiinae						
<i>Bogdana ingenua</i> (Mello-Leitão, 1940)		---	X	X	X	Soares, 1972
Caelopyginae						
<i>Arthrodes xanthopygus</i> (Kock, 1839)	10	2	X	X	---	Pinto-da-Rocha, 2002
<i>Caelopygus elegans</i> (Perty, 1833)	11	8	X	X	X	Pinto-da-Rocha, 2002
<i>Metarthrodes laetabundus</i> (Sorensen, 1884)	12/13	1	X	X	X	Pinto-da-Rocha, 2002
<i>Pristocnemis albimaculatus</i> (Roewer, 1913)	14	12	X	X	X	Pinto-da-Rocha, 2002
Goniosomatinae						
<i>Goniosoma varium</i> (Perty, 1833)		1	---	X	X	Soares & Soares, 1948
<i>Goniosoma calcar</i> (Roewer, 1913)		22	---	X	X	Soares & Soares, 1948
<i>Goniosoma roridum</i> (Perty, 1833)		81	---	X	X	Soares & Soares, 1948
<i>Goniosoma</i> sp.n.		13	---	---	---	-----
Gonyassamiinae						
<i>Trichominua annulipes</i> (Mello-Leitão, 1938)	19	1	---	X	---	B. Soares, 1945
<i>Trichominua roeweri</i> (Soares & Soares, 1954)		---	X	X	---	Soares & Soares, 1988
Gonyleptinae						
<i>Bresslauius hirsutus</i> (Mello-Leitão, 1935)	24	2	---	X	X	B. Soares, 1945
<i>Deltaspidium asper</i> (Perty, 1833)		---	X	X	X	Soares & Soares, 1986
<i>Geraecormobius bresslaui</i> (Mello-Leitão, 1923)		---	X	X	---	Soares & Soares, 1949
<i>Geraecormobius orguensis</i> (Soares & Soares, 1954)	20/21	35	X	X	---	Soares & Soares, 1954a
<i>Geraecormobius spinifrons</i> (Mello-Leitão, 1923)		---	X	X	---	Soares & Soares, 1987a
<i>Gonyleptes cancellatus</i> (Roewer, 1917)	22/23	221	---	X	X	Soares & Soares, 1982; Kury, no prelo
<i>Gonyleptes</i> sp.1		19	---	---	---	-----
<i>Gonyleptes</i> sp.2	25	14	---	---	---	-----
<i>Ilhaia cuspidata</i> (Roewer, 1913)	26/27	101	---	X	---	Soares, 1972
<i>Metagonyleptes wygodzinskyi</i> (Soares & Soares, 1954)		---	X	X	---	Soares & Soares, 1954b
Gonyleptinae sp.1	28/29	43	---	---	---	-----
Gonyleptinae sp.2		11	---	---	---	-----
<i>Sphaerobunus fulvigranulatus</i> (Mello-Leitão, 1922)	30/31	6	---	X	X	Soares & Soares, 1987b
<i>Sphaerobunus</i> sp.2		7	---	---	---	-----
<i>Urodiabunus arlei</i> (Mello Leitão, 1935)	33	---	X	X	---	Soares &

						Bauab-Vianna, 1972
<i>Urodiabunus</i> sp.	34	52	---	---	---	-----
Hernandariinae						
<i>Multumbo terrenus</i> (Roewer, 1927)	35	44	X	X	---	Kury, 1992
<i>Pseudotrogulus telluris</i> (Roewer, 1932)	32	4	X	X	X	Kury, 1992
Mitobatinae						
<i>Mitobates pulcher</i> (Sundevall, 1833)	44	45	---	X	X	Kury, 1990
<i>Neoancistrotus guapimirim</i> (Soares & Soares, 1946)		24	---	X	X	Kury, 1992
<i>Metamitobates squalidus</i> (Perty, 1833)	36	44	---	---	---	-----
<i>Metamitobates</i> sp.1	37	2	---	---	---	-----
Pachylinae						
<i>Berlaia</i> sp		10	---	---	---	-----
<i>Discocyrtulus bresslaui</i> (Roewer, 1927)		26	X	X	---	Roewer, 1927
<i>Discocyrtus moraesianus</i> (Mello-Leitão, 1923)	38/39	13	---	X	X	Soares & Soares, 1954b
<i>Discocyrtus</i> sp.1		4	---	---	---	-----
<i>Discocyrtus</i> sp.2		1	---	---	---	-----
<i>Eusarcus</i> sp.1		3	---	---	---	-----
<i>Eusarcus</i> sp.2		3	---	---	---	-----
<i>Eusarcus</i> sp.3		1	---	---	---	-----
<i>Eusarcus</i> sp.5	40/41	4	---	---	---	-----
<i>Graphinotus graciosus</i> (H. Soares, 1974)		---	X	X	---	Soares & Soares, 1986
<i>Graphinotus therezopolis</i> (Kollar in Koch, 1839)	42/43	28	---	X	X	Soares & Soares, 1986
<i>Meteusarcoides caudatus</i> (Piza, 1940)		---	X	X	X	B. Soares, 1972
<i>Progyndes</i> sp.	45	1	---	---	---	-----
<i>Singran</i> sp.		3	---	---	---	-----
<i>Uropachylus graciosus</i> (Soares & Soares, 1954)	46	2	---	---	---	-----
<i>Pachylinae</i> sp.2		3	---	---	---	-----
		1	X	X	---	Soares & Soares, 1954b
GONYLEPTIDAE / TRICOMMATINAE						
<i>Camarana bicoloripes</i> (H. Soares, 1974)	48/49	12	X	X	---	H. Soares, 1974
<i>Pseudopachylus longipes</i> (Roewer, 1912)		---	X	X	X	Roewer, 1927
<i>Pseudopachylus</i> sp.		2	---	---	---	-----
<i>Taquara pilosa</i> (Mello-Leitão, 1936)	47	34	X	X	---	B. Soares, 1972
TOTAL		1194	23	64	18	

Tabela II. Estimativa de riqueza de espécies de Opiliones no Parque Nacional da Serra dos Órgãos e número de espécies raras para cada método e na combinação deles.

	Procura livre	Procura em parcelas	Total
Amostras	24	59	83
No. de espécies coletadas	42	36	52
No. de indivíduos coletados	423	771	1194
No. de indivíduos/amostra	18±2,7	13±3,6	15±3,3
Uniques	13	9	12
Duplicates	7	4	6
Singletons	10	4	9
Doubletons	6	5	6
Ace	50,19	38,82	60,29
Ice	53,92	46,05 ± 0,01	60,63 ± 0,01
Chao1	50,33 ± 6,91	37,6 ± 2,16	58,75 ± 5,88
Chao2	54,07 ± 8,82	46,13 ± 9,02	64 ± 9,17
Jackknife1	54,46 ± 3,39	44,85 ± 2,74	63,86 ± 3,48
Jackknife2	60,24	49,74	69,78
Bootstrap	47,85	39,98	57,61

Tabela III: Riqueza de espécies de Opiliones de nove regiões do Brasil. * soma entre o número de espécies coletadas por este estudo e as espécies já registradas para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. Fonte: Pinto-da-Rocha (1999), Kury & Pinto-da-Rocha (2002)

Localidade	Riqueza de espécies
Área Especial de Interesse Turístico Marumbi (PR)	41 spp.
Estação Ecológica de Boracéia (SP)	32 spp.
Estação Biológica de Alto da Serra (SP)	48 spp.
Parque Estadual de Campos do Jordão (SP)	23 spp.
Estação Ecológica da Juréia (SP)	17 spp.
Parque Nacional da Bocaina (SP/RJ)	32 spp.
Parque Nacional do Itatiaia (RJ)	49 spp.
Parque Nacional da Serra dos Órgãos (RJ) *	64 spp.
Reserva Ducke (AM)	17 spp.

Tabela IV: Número de opiliões capturados por cada coletor no método de captura livre no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ.

Coletor	Horas de coleta	Nº indivíduos coletados	Indivíduos/hora
Com experiência	10 h	238	24
Sem experiência1	7 h	80	11
Sem experiência2	7 h	105	15

3.2 Espécies raras

Do total de espécies coletadas incluindo os dois métodos, nove espécies tiveram um único indivíduo (*Singletons*) e seis espécies tiveram dois indivíduos (*Doubletons*). Doze espécies foram encontradas em somente uma amostra (*Uniques*) e seis espécies foram encontradas em duas amostras (*Duplicates*). Nos dois métodos de coleta analisados e também na combinação destes, o número de *Uniques* foi superior ao número de *Duplicates*, *Singletons* e *Doubletons* (Figuras 5-7).

A curva aleatorizada de *Uniques* incluindo os dois métodos de coleta (Figura 5) mostrou uma tendência à estabilidade do número de espécies raras a partir da metade das amostras. Como a curva aleatorizada exclui o efeito da ordem de amostragem, uma análise não aleatória foi necessária para verificar se as espécies raras mantinham-se as mesmas até o final das amostras ou se, ao passo que novas amostras foram incluídas, espécies que eram raras deixaram de ser, enquanto outras espécies raras foram sendo acrescentadas. O resultado mostrou que novas espécies raras foram incluídas enquanto outras deixaram de ser raras ao longo da inclusão das amostras. Uma comparação entre os dois métodos de amostragem empregados mostrou que o método de procura livre contribuiu mais para a presença de *Uniques* (13 spp.), *Duplicates* (7 spp.), *Singletons* (10 spp.) e *Doubletons* (6 spp.) que o método de procura em parcelas (Tabela II).

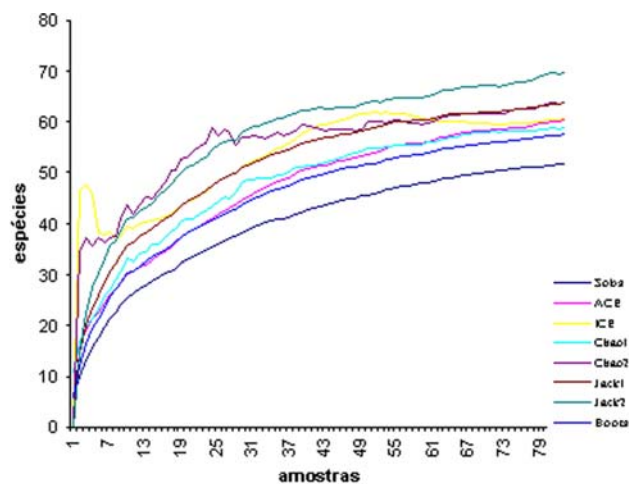


Figura 2: Estimativas de riqueza de espécies de opiliões através do método de procura livre e procura em transectos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. S_{obs} = espécies observadas.

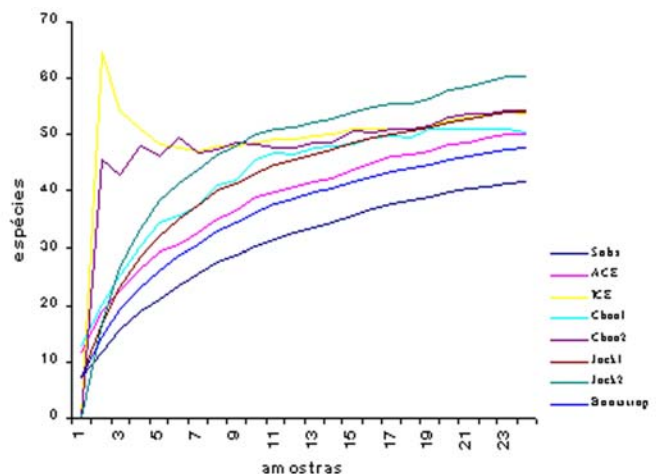


Figura 3: Estimativas de riqueza de espécies de opiliões através do método de procura livre no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. S_{obs} = espécies observadas.

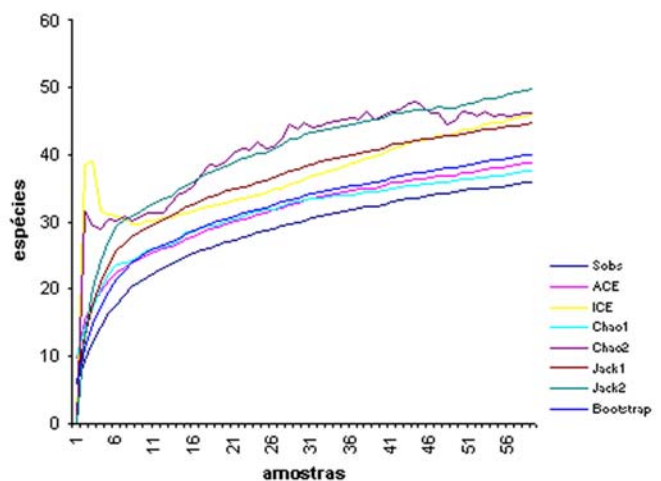


Figura 4: Estimativas de riqueza de espécies de opiliões através do método de procura em transectos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. S_{obs} = espécies observadas.

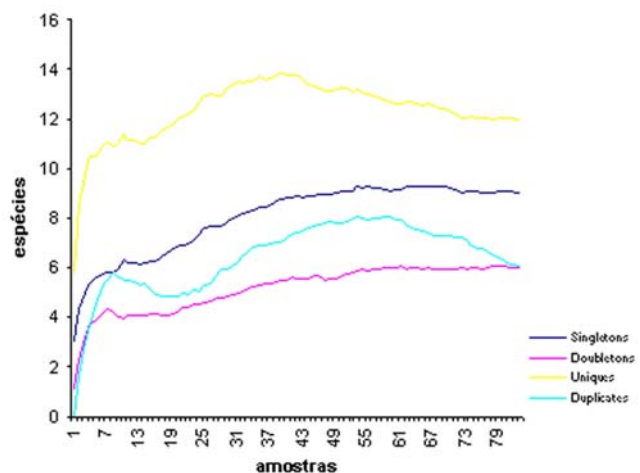


Figura 5: Curva acumulativa de Espécies raras de opiliões encontradas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ.

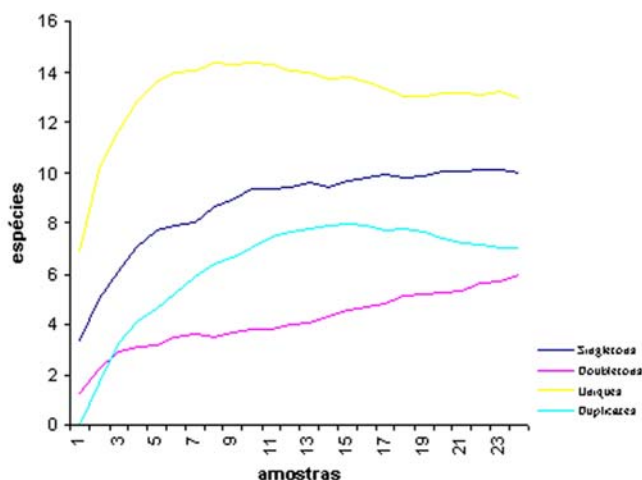


Figura 6: Curva acumulativa de espécies raras de opiliões encontradas pelo método de procura livre no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ.

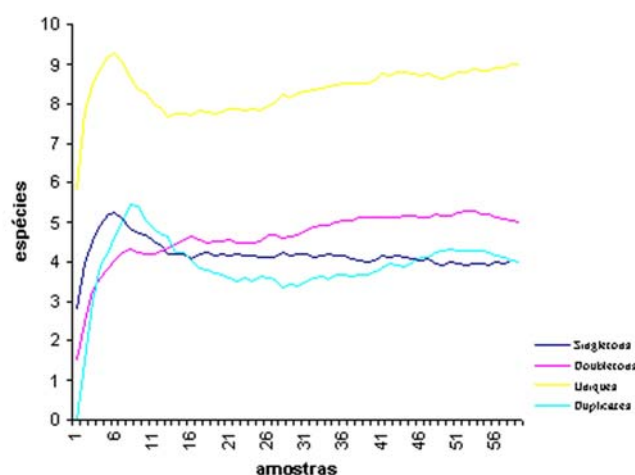


Figura 7: Curva acumulativa de espécies raras de opiliões encontradas pelo método de transectos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ.

3.3 Eficiência do coletor

A experiência do coletor afetou significativamente o número de indivíduos por amostra. No método de procura livre, o coletor com experiência de 12 anos de coleta de opiliões capturou uma média de 24 indivíduos por amostra, ao passo que os demais coletores, sem nenhuma experiência prévia na coleta de opiliões, capturam uma média de 11 e 15 indivíduos por amostra (Tabela IV). Infelizmente, tal análise não foi possível para o método de parcelas, pois não houve indicação do nome do coletor na etiqueta das amostras.

4. DISCUSSÃO

Até a presente data, eram conhecidas para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos 23 espécies de opiliões, representando três famílias e 21 gêneros. Destas espécies, 15 são conhecidas apenas no Parque, sendo elas: *Simonoleptes obstectispiracula* (Família incerta), *Arthrodes xanthopygus*, *Caelopygus elegans* (Gonyleptidae, Caelopyginae), *Trichominua roeweri* (Gonyleptidae, Gonyassamiinae), *Geraecormobius bresslaui*, *G. orguensis*, *G. spinifrons*, *Metagonyleptes wygodzinskyi*, *Pseudotrogulus telluris*, *Urodiabunus arlei* (Gonyleptidae, Gonyleptinae), *Multumbo terrenus* (Gonyleptidae, Hernandariinae), *Discocyrtulus bresslaui*, *Graphinotus graciosus*, *Uropachylus graciosus* (Gonyleptidae, Pachylinae), *Progonyleptoidellus orguensis* (Gonyleptidae, Progonyleptoidellinae), *Camarana bicoloripes*, *Taquara pilosa* (Tricommatinae). As seis espécies restantes ocorrem também em São Paulo: *Bogdana ingenua* (Gonyleptidae, Bourguyiinae), *Metarthrodes laetabundus*, *Pristocnemis albimaculatus* (Gonyleptidae, Caelopyginae), *Meteusarcoides caudatus* (Gonyleptidae, Pachylinae) e *Pseudophachylus longipes* (Tricommatinae) e Santa Catarina: *Deltaspidium asper* (Gonyleptidae, Gonyleptinae). A espécie *Caelopygus elegans* foi erroneamente registrada para o estado da Bahia, por Roewer (1913) e a espécie *Pseudotrogulus telluris* foi erroneamente registrada para o estado de Rondônia, devido a um erro na etiqueta (Kury, 1992). É necessário ressaltar que todas as espécies aqui analisadas (coletadas e da literatura) são restritas ao município de Teresópolis (onde se localiza a sede) e não a todo o Parque, que abrange, além deste município, os de Petrópolis, Magé e Guapimirim.

Uma comparação entre as 52 espécies coletadas por esse estudo e as 23 espécies já descritas para o local mostrou que apenas 11 do total das espécies coletadas já haviam sido registradas para o Parque, sendo elas: *Arthrodes xanthopygus*, *Caelopygus elegans*, *Metarthrodes laetabundus*, *Pristocnemis albimaculatus*, *Geraecormobius orguensis*, *Multumbo terrenus*, *Uropachylus graciosus*, *Camarana bicoloripes*, *Taquara pilosa*, *Pseudotrogulus telluris* e *Discocyrtulus bresslaui*. Além disso, diversos gêneros que foram abundantes nas coletas não foram sequer registrados pela literatura no local: *Gonyleptes* (Gonyleptidae, Gonyleptinae), com três espécies coletadas; *Goniosoma* (Gonyleptidae, Goniosomatinae), com quatro espécies coletadas; *Discocyrtus* (Gonyleptidae, Pachylinae), com três espécies coletadas; *Eusarcus* (Gonyleptidae, Pachylinae), com quatro espécies coletadas e *Jussara* (Sclerosomatidae, Gagrellinae) também com quatro espécies coletadas (Tabela I).

Houve uma grande dominância da família Gonyleptidae (39 spp.), representando 78% do total de espécies coletadas. Uma comparação com estudos prévios sobre a diversidade de opiliões mostra que esta dominância também ocorre em outros locais, como em São Paulo, onde a família Gonyleptidae representa mais de 87% do número de espécies registradas para a região (Pinto-da-Rocha, 1999). Uma análise da literatura mostra que Gonyleptidae é a família dominante nas regiões sul e sudeste do Brasil. Entretanto, na região amazônica outras famílias são dominantes, como Cranidae, Cosmetidae e Stygnidae (Kury & Pinto-da-Rocha, 2002).

Somando-se as 52 espécies coletadas neste estudo com as espécies que foram descritas para o local mas, que não foram coletadas (12 spp.), obtem-se um total de 64 espécies que ocorrem no Parque, a maior diversidade do país, quando comparada com estudos já realizados em outras regiões (Tabela III). Infelizmente, em nenhum outro estado há a descrição do esforço amostral ou referências ao tamanho das áreas estudadas, o que prejudica uma comparação mais detalhada entre estas localidades. Além disso, não há estudos sobre levantamento de espécies em outras reservas do Rio de Janeiro, existindo somente registros de espécies que ocorrem no estado, que totalizam 216 espécies (Kury, no prelo).

Os resultados do presente estudo demonstram que o Parque Nacional da Serra dos Órgãos tem representado cerca de 30% da fauna de opiliões conhecida para o estado do Rio de Janeiro. Este número torna-se ainda mais significativo se considerado que a fauna de opiliões do estado do Rio de Janeiro é a segunda maior do país, sendo inferior somente à de São Paulo, que possui 232 espécies registradas (Pinto-da-Rocha, 1999). É importante ainda ressaltar que o Parque Nacional do Itatiaia (49 spp.), Estação Biológica do Alto da Serra (48 spp.), Área de Especial Interesse Turístico Marumbi (41 spp) e Estação Biológica de Boracéia (32 spp.), regiões com as maiores riquezas até então registradas, foram áreas melhor amostradas (Pinto-da-Rocha, 1999). As coletas no Parque Nacional da Serra dos Órgãos foram restritas ao município de Teresópolis, onde se localiza a sede (Figura 1), e não a toda área do Parque. Portanto, é provável que o número de espécies de opiliões do Parque Nacional da Serra dos Órgãos seja superior ao número de espécies coletadas e até mesmo estimadas por este estudo. Somente com estudos abrangendo todo o Parque é que será possível estimar com mais exatidão o número de espécies do local.

4.1 Estimativa de riqueza de espécies

Estimadores baseados no conceito estatístico de cobertura de amostra são relativamente novos no campo de estimativas de riqueza e ainda estão num período de

experiência (Longino *et al.*, 2002). Em quase todos os casos, as estimativas apresentam comportamento variável, com a curva de acumulação de espécies estabilizando em alguns casos e não em outros. Colwell & Coddington (1994) enfatizaram a natureza não testada destes estimadores. No presente trabalho, todas as estimativas de riqueza utilizadas tenderam à estabilidade. Entretanto, a curva do estimador *Chao2* tendeu a esta estabilidade mais rapidamente que as demais curvas, incluindo a curva de acumulação de espécies observadas. Nos demais estimadores, a estabilização das curvas acompanhou a curva de acumulação de espécies observadas. A curva do estimador ICE apresentou um acentuado crescimento inicial (nos primeiros 15% de amostras), seguido de uma queda, atingindo a estabilidade somente após a inclusão de um número significativo de amostras. Este comportamento faz com que o estimador ICE seja pouco confiável quando o número de amostras é baixo, uma vez que ele pode superestimar o número de espécies.

Segundo Toti *et al.* (2000), considera-se que um bom estimador: 1) deve alcançar (ou pelo menos chegar perto) à estabilidade com menos amostras do que são necessárias para a estabilidade da curva de acumulação de espécies observadas, 2) não deve apresentar estimativas que difiram amplamente dos outros estimadores, e 3) deve apresentar estimativas próximas às extrapolações visuais razoáveis da estabilização da curva de acumulação de espécies observadas (Toti *et al.*, 2000). Segundo estes parâmetros, todas as estimativas utilizadas no presente estudo, especialmente a estimativa *Chao2*, apresentaram um bom desempenho.

Ressaltando-se que a soma das espécies coletadas por este estudo (52 spp.) com as espécies citadas na literatura para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos mas que não foram coletadas (12 spp.) resulta num total de 64 espécies que ocorrem no Parque, é possível fazer uma análise mais refinada do desempenho destes estimadores. Entre todas as estimativas de riqueza de espécies obtidas na análise incluindo os dois métodos de amostragem, somente a estimativa *Jackknife2* apresentou um número de espécies superior às 64 espécies que certamente já ocorrem no local. Todas as outras estimativas ficaram abaixo de 62 espécies. A estimativa *Chao2*, apesar de estimar para o local somente 62 espécies, apresenta um grande desvio-padrão (Tabela II), o que, apesar de diminuir a confiabilidade do seu resultado, apresenta a possibilidade de existir para o local até 71 espécies. O estimador *Bootstrap* apresentou o pior desempenho dentre todos, com estimativa de aproximadamente 55 espécies. O mau desempenho do estimador *Bootstrap* em estimativas de diversidade também pode ser observado em outros trabalhos (Colwell & Coddington, 1994, Chazdon *et al.*, 1998, Toti *et al.*, 2000).

4.2 Espécies raras e comparação entre os métodos

Todos os estimadores de riqueza utilizados neste trabalho são baseados na quantificação de raridade para determinar diversidade (Toti *et al.*, 2000). Portanto, a análise das espécies raras é de fundamental importância para garantir a confiabilidade dos resultados obtidos. A comparação entre os dois métodos de coleta utilizados neste estudo demonstrou que o método de procura livre capturou mais espécies raras que o método de parcelas (Tabela II). Entretanto, o esforço de coleta no segundo método foi maior, resultando num total de 59 amostras contra apenas 24 do primeiro método. Uma comparação entre os métodos só é possível quando a análise é feita igualando-se o número de amostras entre os métodos. Analisando apenas as 24 primeiras amostras do método de parcelas pode-se observar que o número de espécies raras foi ainda inferior ao total observado, apresentando sete *Uniques*, três *Duplicates*, três *Singltons* e quatro *Doubletons*.

Dessa forma, é possível supor que as diferenças entre os métodos de coleta interferiram na eficiência de captura de espécies raras. Quando se é estabelecido uma área para ser percorrida num determinado período, o coletor tem a preocupação de conseguir percorrê-la detalhadamente no tempo determinado, além de não poder fazer uma busca em locais que estejam fora da área delimitada. Tal característica pode não ocorrer quando o coletor tem livre escolha da área a ser amostrada, podendo, portanto, fazer uma busca em locais com maiores probabilidades de encontrar opiliões, como por exemplo, na beira de rios e cachoeiras (tais áreas, geralmente não são incluídas dentro de parcelas), o que pode aumentar a probabilidade de encontrar uma espécie rara ou até mesmo espécies abundantes, mas que somente ocorrem nestes determinados habitats.

Outro aspecto que pode interferir no número de espécies capturadas é o fato que o método de parcelas, além de opiliões, capturou também aranhas. Portanto, a 1 h de coleta não foi dedicada apenas à captura de opiliões, restando, conseqüentemente, um tempo inferior a 1 h para a busca destes. Se considerado que espécies raras são mais difíceis de serem encontradas por estarem em menor abundância em relação às espécies comuns, quanto menor o tempo disponível para a procura, possivelmente menor será a chance de encontrá-las.

Os dois métodos empregados neste estudo não diferiram na maneira como os indivíduos foram capturados, consistindo basicamente na procura e captura manual dos opiliões nos arbustos, troncos e na serapilheira, dependendo, portanto, da acuidade visual do coletor. Nesse sentido, a experiência de cada coletor é um fator importante a ser considerado. Um coletor mais experiente e com maiores conhecimentos do grupo tem, geralmente, mais facilidade de encontrar indivíduos que estejam menos visíveis na área

de amostragem, por terem um melhor conhecimento dos hábitos e características destes. A coloração e o tamanho dos indivíduos também podem interferir na chance de captura. Espécies maiores e/ou com coloração conspícua, como por exemplo *Gonyleptes cancellatus* e a maioria das espécies de *Goniosoma* são geralmente mais fáceis de serem encontradas do que espécies menores e de coloração que se confunde com o substrato, como por exemplo algumas espécies de *Eusarcus* e *Discocyrtus*.

É necessário ressaltar que além das diferenças metodológicas, os dois eventos de amostragem foram realizados em estações diferentes do ano. O método de captura livre foi empregado durante a estação quente e chuvosa (novembro), enquanto o método de parcelas foi empregado no final da estação fria e seca (agosto). Desta maneira, torna-se temerária uma comparação mais detalhada entre os métodos, pois certamente a época do ano influencia no número de indivíduos capturados, pois muitas espécies morrem, se enterram ou não estão ativas durante o inverno.

5. AGRADECIMENTOS

Ao Diretor do Museu de Zoologia Da USP, Prof. Dr. Carlos Roberto Ferreira Brandão, pelo acesso às dependências, coleções e equipamentos do MZSP. Aos pesquisadores Adriano Kury, Márcio Bernardino da Silva e Ana Tourinho, pelo auxílio na identificação do material. Ao Dr. Antonio Brescovit, do Instituto Butantan, pelo empréstimo do material estudado e à todos os coletores que participaram do projeto: Bodo, Dietz, Rogério Silvestre, Elaine Foly Ramos, Franco S. Cunha, Antonio Brescovit e Claudio R de Souza. Aos pesquisadores Glauco Machado, Adalberto dos Santos e Eduardo Tavares Paes, pela revisão do manuscrito. Projeto financiado pela FAPESP; processo nº0103033-0 e incluído no projeto temático "Biodiversidade de Arachnida e Myriapoda do Estado de São Paulo, processo 99/05446-8

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOSTA, L. E., 1996. Die Typus-Exemplare der von Carl-Friedrich Roewer beschriebenen Pachylinae (Arachnida: Opiliones: Gonyleptidae). Senckenb. biol., 76(1/2): 209-225.
- ACOSTA, L. E. & MAURY, E. 1998. Opiliones. in: J. J. Morrone & S. Coscarón (eds). Biodiversidad de Arthropodos argentinos. Cap. 57, 569-580p.
- AGUIAR, G. M. Estudos sobre a Ecologia dos Flebótomos do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, estado do Rio de Janeiro (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae). Dissertação de Mestrado. RJ: Instituto Oswaldo Cruz, 1984.

- BARROS, W. D. 1952. Parques Nacionais do Brasil. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura.
- CHAZDON, R.L., COLWELL, R.K., DENSLOW, J.S. & GUARIGUATA, M.R. 1998. Stastical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary tropical forests of NE Costa Rica. In Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modelling: Conceptual Background and Old World Case Studies. (F. Dallmeier & J. A. Comiskey, eds.). Pantheon Press, Paris. p. 285-309.
- CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. 1958. Spiders, Scorpions, Centipedes and Mites, Pergamon Press, Oxford, London.
- CODDINGTON, J. A., HORNER, M. & SEDERSTRON, E. A. 1990. Mass agregations in tropical harvestmen (Opiliones: Gargrellidae: *Prionostemma* sp). Revue Arachnol., 8(13): 213-219.
- COLWELL, R.K. & J.A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Phil. Trans. Royal Soc. (Ser. B), 345:101-118.
- COLWELL, R.K. 1997. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- DRUMMOND, J. A . 1997. Devastação e Preservação Ambiental, Os Parques Nacionais do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: EDUFF, 1997.
- EDGAR, A. L. 1990 Opiliones (Phalangida) In: Dindal, D. L. (ed.) Soil biology guide. John Wiley & Sons, New York, Chinchester etc. 1990:, 1-1349. Chapter Pagination : 529-581, ilustr.
- FLOREZ, D. & SANCHEZ, H. 1997. La diversidad de los arcnidos en Colombia – aproximación inicial. Pp. 327-372. In: O. Rangel (ed), Colombia, Diversidad Biótica, I. Inst. Ciencias naturales, UN, Inderena, Fes, Fen. Santafé de Bogotá.
- GIRIBET, G. 2000. Catalogue of the Cyphophytalmi of the world (Arachnida, Opiliones). Revta Iberica Aracnol. 2: 49-76.
- HILLYARD, P. D. & SANKEY, J. H. P. 1989. Harvestmen. Synopsis Br. Fauna. (n. s.) 4 (2 ed): 1-120.
- HÖFER, H. & BECK, L. 1995. Die Spinnentierfauna des Regenwaldreservats "Reserva Ducke" in Zentralamazonien I. Natur und Museum, 125 (12): 389-401.
- IBAMA, Unidades de Conservação do Brasil. v.1. Parques Nacionais e Reservas Biológicas, Brasília, 1989.
- KURY, A. B. 1990. Synonymic notes on *Mitobates* Sund. with redescription of the type species *M. conspersus* (Perty) (Opiliones: Gonyleptidae). Bull. Br. arachnol. Soc., 8(6): 194-200.
- KURY, A . B. 1991. Análise Filogenética de Mitobatinae (Opiliones, Laniatores, Gonyleptidae). Dissertação de Mestrado, Museu Nacional do Rio de Janeiro, 191p.
- KURY, A. B. 1992 . The false Cranainae of the Brazilian Atlantic Forest (Opiliones, Gonyleptidae). Tropical Zoology, 5(2): 279-291.
- KURY, A . B. in press. Annotated catalogue of Laniatores of the New World (Arachnida, Opiliones). Ed: Sociedad Entomológica Aragonesa.
- KURY, A B. & R.PINTO-DA-ROCHA, 2002. Opiliones. in: Adis, J. (ed.): Amazonian Arachnida and Myriapoda. - Identification keys, to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species.- Pensoft Publ., Sofia.
- LEE, S. M. & CHAO, A . 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. Biometrics (50): 88-97.
- LONGINO, J.T., CODDINGTON, J. & COLWELL, R. K. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness tree different ways. Ecology, 83(3), p. 689-702.
- MACHADO, G. & OLIVEIRA, P.S. 1998. Reproductive Biology of the Neotropical Harvestman (*Goniosoma longipes*) (Arachnida: Opiliones: Gonyleptidae) : mating and oviposition behaviour, brood mortality, and parental care. J. Zool., 246: 359-367.
- MACHADO, G., RAIMUNDO, R. L. G. & OLIVEIRA, P. S. 2000. Daily ativity schedule, gregariousness, and defensive bahaviour in the Neotropical harvestmen *Goniosoma longipes* (Opiliones: Gonyleptidae) J. Hist. Natural (34): 587-596.
- MACHADO, G. & VASCONCELOS, C. H. 1998. Multi-species aggregations in Neotropical harvestmen (Arachnida, Opiliones). J. Arachnol. 26(3): 389-391.
- MARTENS, J. 1978. Spinnertiere, Arachnida: Webwernechte, Opiliones. In: Die Tierwelt Deutschlands. 64: 1-464. G. Fisher Verl., Jena.
- PINTO-DA-ROCHA, R. 1999. Opiliones. In: Brandão, C. F. F. & Cancellato, E. M. (eds) Invertebrados Terrestres. Vol.5. Biodiversidade do Estado de São Paulo. Síntese do conhecimento ao final do século XX. (Joly, C. A & Bicudo, C, E. M. orgs). São Paulo, FAPESP. p. 35-44.
- PINTO-DA-ROCHA, R. 2002. Sistematic review and cladistic analysis of yhe brazilian subfamily Caelopyginae (Opiliones: Gonyleptidae). Arquivos de Zoologia. 36(4): 357-464.
- RADAMBRASIL. 1983. V. 32, Levantamento dos Recursos Naturais. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia.
- RODRIGUES, R. G. 2000. Chave Pictórica para gêneros de Pachylinae do Estado do Rio de Janeiro (Arachnida, Opiliones, Gonyleptidae). Universidade do Rio de Janeiro. Trabalho de conclusão de curso.

- ROEWER, C. F., 1913. Die Familie der Gonyleptiden der Opiliones-Laniatores. Arch. Naturgesch., 79A(4): 1-256 and 79A(5): 257-473.
- ROEWER, C. F., 1927. Brasilianische Opilioniden, gesammelt von Herrn Prof. Bresslau in Jahre 1914. Abh. Senck. Natur. Gesch., 40(3): 333-352.
- SHEAR, W. A. 1982. Opiliones. in: S.P. Parker(ed.) Synopsis and classification of living organisms. Mc Graw-Hill, 2 vol.
- SOARES, B. A. M. 1942. Contribuição ao Estudo dos Opiliões da Serra do Mar – Opiliões de Boracéia. Papéis Avulsos Zool., 2(1): 1-13.
- SOARES, B. A. M. 1944a. Mais alguns Opiliões de Boracéia. Papéis Avulsos Zool. 4(12): 177-186.
- SOARES, B.M. 1944b. Opiliões do Alto da Serra. Papéis Avulsos Zool., 4(16): 221-242.
- SOARES, B. A. M., 1945. Opiliões da coleção do Museu Nacional do Rio de Janeiro. Arq. Zool. S. Paulo 4(9): 341-394.
- SOARES, H. E. M. & AVRAM, S., 1982. Opilionides du Venezuela. II. Trav. Inst. Spéol. "E. Racovitza", 21: 19-27.
- SOARES, H. E. M. & BAUAB-VIANNA, M. J., 1972. Algunas notas sobre opiliones con la descripcion de allotypi y nuevas formas (Opiliones, Gonyleptidae). Physis, Secc. C, 31(82): 203-218.
- SOARES, B. A. M. & SOARES, H. E. 1946. Duas novas espécies de opiliões. Papéis Avulsos Zool. (38): 315-318.
- SOARES, B.A.M. & SOARES, H. E. M., 1948. Monografia dos gêneros de opiliões neotrópicos I. Arq. Zool. S. Paulo 5 (9): 553-636.
- SOARES, B. A. M. & SOARES, H. E. M., 1949. Monografia dos gêneros de opiliões neotrópicos II. Arq. Zool. S. Paulo, 7(2): 149-240.
- SOARES, B. A. M. & SOARES, H. E. M., 1954a. Algumas notas sobre opiliões com descrição de novas formas (Opiliones — Gonyleptidae, Phalangodidae). Papéis Avulsos Zool., 11(25): 401-507.
- SOARES, B.A.M. & SOARES, H.E.M. 1954b. Monografia dos gêneros de opiliões neotrópicos. Arq. Zool. S. Paulo, 8(9): 225-302.
- SOARES, H. E. M., 1972. Opera Opiliologica Varia. II (Opiliones: Gonyleptidae, Phalangiidae, Phalangodidae). Revta bras. Biol., 32(1): 65-74.

Título: DIVERSIDADE DE OPILIÕES DO PARQUE NACIONAL DA SERRA DOS ÓRGÃOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL (ARACHNIDA: OPILIONES)

Autores: Cibele Bragagnolo & Ricardo Pinto-da-Rocha

Biota Neotropica, Vol. 3 (numero 1): 2003

<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00203012003>

Recebido em 20/12/2002 Revisado em 24/02/2003

Publicado em 07/03/2003

ISSN 1676-0603



Figura 8: *Jussara sp.1*



Figura 9: *Jussara sp.2*



Figura 10: macho de *Arthrodes xantopygus*



Figura 11: fêmea de *Caelopygus elegans*



Figura 12: fêmea de *Metarthrodes laetabundus*



Figura 13: macho de *Metarthrodes laetabundus*



Figura 14: *Pristocnemis albimaculatus*



Figura 15: macho de *Goniosoma calcar*



Figura 16: fêmea de *Goniosoma sp. n*



Figura 17: macho de *Goniosoma sp.n*



Figura 18: *Goniosoma roridum*



Figura 19: fêmea de *Tricominua annulipes*



Figura 20: fêmea de *Geraecormobius orguensis*



Figura 21: macho de *Geraecormobius orguensis*



Figura 22: fêmea de *Gonyleptes cancellatus*



Figura 23: macho de *Gonyleptes cancellatus*



Figura 24: macho de *Bresslauius hirsutus*



Figura 25: fêmea de *Gonyleptes sp.2*



Figura 26: fêmea de *Ilhaia cuspidata*



Figura 27: macho de *Ilhaia cuspidata*



Figura 28: fêmea de *Gonyleptidae sp1*



Figura 29: macho de *Gonyleptidae sp1*



Figura 30: fêmea de *Sphaerobunus fulvigranulatus*



Figura 31: macho de *Sphaerobunus fulvigranulatus*



Figura 32: *Pseudotrogulus telluris*



Figura 33: macho de *Urodiabunus arlei*



Figura 34: macho de *Urodiabunus* sp



Figura 35: *Multumbo terrenus*



Figura 36: macho de *Metamitobates squalidus*



Figura 37: macho de *Metamitobates* sp



Figura 38: fêmea de *Discocyrtulus bresslaui*



Figura 39: macho de *Discocyrtulus bresslaui*



Figura 40: fêmea de *Eusarcus sp.5*



Figura 41: macho de *Eusarcus sp.5*



Figura 42: fêmea de *Graphinotus therezopolis*



Figura 43: macho de *Graphinotus therezopolis*



Figura 44: *Mitobates pulcher*



Figura 45: macho de *Progyndes* sp



Figura 46: *Pachylinae*, Gênero sp.1



Figura 47: fêmea de *Taquara pilosa*



Figura 48: fêmea de *Camarana bicoloripes*



Figura 49: macho de *Camarana bicoloripes*

UMA PETROBRÁS DAS FLORESTAS?

Dr. Sergius Gandolfi ¹ & Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues ²

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?point-of-view+BN00403012003>

Recebido em 30/02/2003

Publicado em 07/03/2003

¹Universidade de São Paulo,
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”,
Departamento de Ciências Biológicas,
Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal,
Caixa Postal: 9 – Piracicaba, São Paulo - Brasil
CEP:13418-900 e-mail: sgandolf@esalq.usp.br

²Universidade de São Paulo,
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”,
Departamento de Ciências Biológicas,
Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal,
Caixa Postal: 9 – Piracicaba, São Paulo - Brasil
CEP:13418-900 e-mail: rr@esalq.usp.br

Abstract

The urgent need to preserve the largest forest stocks in the world involves the search for a model targeted to the perpetuation of these forests through its rational use — or at least a portion of such use — bound to a program of employment and income generation, and also the cooperation in the solution of society's key issues, such as popular housing. Continuous burnings across the Amazon forests not only destroy the ecosystems and the local biodiversity, but also destroy timber and non-timber resources that could be being fully exploited. Despite the fact that the occupancy of the Amazon region by means of a rational exploitation system represent a complex and difficult task, from our standpoint, it passes through the creation of a forestry civilization or a forestry community for which the existence of the forest itself is the means, the manner and the reason for the existence of the communities living either within or on the outskirts of their boundaries. The research on the ecology of tropical rainforests carried out over the last decades, provides some alternatives for the creation of utilization systems, in which the forest — even if already harvested — will regenerate locally, creating a permanent cycle of utilization and maintenance of the biodiversity of these forests. We propose a new paradigm, with the creation of a “Petrobrás of the Forests”, as a useful and sovereign instrument to help building this knowledge and defining policies for their application, enabling the resolution of key issues, such as income generation for these marginal communities, thus contributing for the solution of the popular housing deficits, and especially, for the maintenance of the remaining biodiversity of the Amazon Rainforest.

*(Petrobrás = Brazilian State Oil Company)

Key words: Amazon Forest, Sustainable Forestry, Biodiversity, Forest Regeneration

Resumo

Considerarmos que a necessidade urgente de preservar o maior estoque de florestas do mundo, envolve a busca de um modelo que resulte na perpetuação dessas florestas através do seu uso racional, pelo menos numa porção desse estoque, uso esse vinculado num programa de geração de empregos, de renda e de cooperação na solução de questões fundamentais da sociedade, como a construção de habitações populares. As contínuas queimadas das florestas na Amazônia, não apenas destroem ecossistemas e a biodiversidade local, mas igualmente destroem os recursos madeireiros e não madeireiros, que poderiam estar sendo aproveitados. Embora a questão da ocupação da Amazônia e do seu uso racional seja difícil e complexa, ao nosso ver, ela passa pela criação de uma civilização da floresta ou uma comunidade da floresta, em que a existência da própria floresta seja o meio, o modo e a razão da vida das comunidades que vivem no seu interior ou na sua periferia. A pesquisa sobre a ecologia das florestas tropicais, realizada nas últimas décadas, sugere algumas alternativas para a criação de sistemas de aproveitamento, nos quais a floresta mesmo depois de cortada se regenere localmente, criando um ciclo de permanente utilização e de manutenção da biodiversidade dessas florestas. Propomos um novo paradigma, a criação de uma “Petrobrás das florestas”, como um instrumento útil e soberano, para ajudar na construção desse conhecimento e na definição de políticas para sua aplicação, permitindo atenuar questões fundamentais, como geração de renda para essas comunidades marginalizadas, contribuir na solução do déficit de habitações populares, e fundamentalmente na manutenção da biodiversidade remanescente da Floresta Amazônica.

Palavras-chave: Floresta Amazônica, Aproveitamento Sustentável, Biodiversidade, Regeneração Florestal

ARTIGO

Na exigüidade do espaço disponível, é necessário salientar primeiro, que qualquer sugestão que se faça sobre a Amazônia, deve partir sempre do reconhecimento prévio de que não existe uma, mas sim muitas “Amazônias”, resultantes da imensa diversidade fisiográfica, social, cultural e econômica ali existentes, e que quaisquer sejam as pretensas, ou possíveis, sugestões que se façam elas não poderão ser aplicadas igualmente sobre toda essa área.

As idéias que tentaremos desenvolver a seguir poderiam ser apresentadas de muitas maneiras, mas um bom fio para desenrolar esse novelo pode ser esse.

As contínuas queimadas das florestas na Amazônia, não apenas destroem ecossistemas e a biodiversidade, mas igualmente destroem milhares de possíveis casas, escolas, pontes, silos, cadeiras, portas, janelas, mourões, postes, etc., que poderiam existir se a madeira nelas existente tivesse sido corretamente explorada antes desses incêndios; isso tudo ocorrendo numa terra de gente sem habitação, sem bens, sem esperanças!!

Um dos muitos argumentos que se pode arrolar para dar atenção à necessidade urgente de se preservar o maior estoque de florestas do mundo, por estranho que isso possa parecer a alguns, é justamente a busca da manutenção e perpetuação dessas florestas através do seu uso racional, acoplado à geração de empregos, renda e à cooperação na solução de questões como a construção de habitações populares, que poderiam ser de madeira, aliás, como se faz em todo o mundo. Claro, preservando-se sempre trechos das diferentes situações florestais existentes em unidades de conservação adequadamente conduzidas.

Não deixa de ser estranho pensar que dispomos de uma grande empresa para o aproveitamento de um recurso não renovável, o petróleo, enquanto o aproveitamento de um recurso renovável, e se quisermos permanente, a floresta, fica ao Deus dar.

Se argumentos há, favoráveis ou não a existência, ou a afetividade da Petrobrás, forçoso é reconhecer que ninguém explora petróleo no seu quintal, nem sai por aí queimando jazidas ou extraindo petróleo sem procedimentos adequados, ou seja, há uma ordenação e planejamento nessa exploração.

Porque então não criar algo que equivalha a uma Petrobrás das florestas, que ordene, defina e execute, ou terceirize a execução da exploração das florestas amazônicas? Algo que permitiria transformar a simples queima, ou os atuais processos de abate seletivo, ou os pretensos manejos sustentáveis, altamente ineficientes na questão da sustentabilidade, embora menos degradadores que as explorações tradicionais, em procedimentos ecológicos e econômicos mais adequados.

Porque não acoplar a solução do déficit habitacional da população de baixa renda, à exploração estatal das florestas, de forma a produzir habitações adequadas de madeira?

Porque, sentados sobre o maior estoque de madeira e produtos da biodiversidade de florestas tropicais, num panorama de abandono social e estagnação, teimamos em ver tudo se converter em fumaça inútil, assim como ocorreu com as florestas estacionais e está ainda ocorrendo com os cerrados?

A questão da ocupação da Amazônia é difícil, e sem dúvida complexa, mas uma das possibilidades passa, ao nosso ver, pela busca da criação, onde for possível, de uma civilização da floresta, onde não necessariamente, todos devam viver dentro da floresta, mas que a vida e a permanência da própria floresta, sejam o meio, o modo e a razão da vida e da melhoria das condições de comunidades que vivem na sua periferia.

Uma civilização que não apenas se baseie na exportação de umas tantas toras de madeiras de lei, mas que, calcada num desenvolvimento técnico e cultural, suportada por investimentos bem direcionados, em real, e não em dólar, crie pólos produtivos, para a agregação de valor aos produtos florestais, a serem usados pelo mercado interno e externo.

Vale ainda re-lembrar que o país dispõe de milhares de serrarias, e lenhadores, muitos dos quais em atividade frenética, desordenada, ilegal e predatória, cuja fiscalização e repressão, não tem dado conta de levar a uma efetiva ordenação.

Se parte deles são um problema a ser combatido, no seu aspecto de crime e corrupção, parte há que representam também uma força “bruta” de trabalhadores, que exercem seu ofício, mais em busca de gerar renda e sobrevivência para si e seus familiares, do que visando exterminar as florestas, por força de um prazer atávico.

Esses que vivem sem carteira assinada, assistência médica, aposentadoria, ou sem recolher impostos, poderiam ser instrumentos de uma transformação social, econômica e ecológica importante, se passassem a exercer o seu ofício, não de forma aleatória e inadequada, mas se o fizessem em locais e de forma pré-determinados, que lhes produzisse num ganho econômico efetivo e que permitisse que a floresta, depois de explorada ressurgisse localmente.

Se esse trabalho seria executado, por empregados de uma estatal, ou empregados terceirizados de pequenas cooperativas madeireiras, ou ainda de pequenas empresas florestais, não é o ponto crítico, ou nevrálgico, mas sim que façam essa exploração sob a égide de relações de trabalho asseguradas, recolhendo impostos, e exercendo seus ofícios conforme foi determinado tecnicamente, como única maneira possível de garantir um planejamento estratégico nacional nessa área, e única forma de garantir que a floresta mesmo

explorada ressurja para um novo ciclo de corte em décadas vindouras.

Na esteira do aproveitamento da madeira, centenas ou milhares de empregos, diretos ou indiretos, poderiam surgir desenvolvendo novas tecnologias e dando aproveitamento a outros produtos florestais como resinas, pigmentos, fármacos, etc., oriundos da fantástica biodiversidade ali existente. Produtos esses, sem dúvida, já naturalmente “embalados” pela mágica penetração que Amazônia possui no imaginário nacional e internacional, ao qual o uso, cuidadoso e racional, pode agregar a concepção de sustentabilidade.

A essa altura provavelmente o leitor, além de muitas, e provavelmente corretas dúvidas sobre a efetividade ou exequibilidade dessas sugestões, estará se perguntando se as florestas após exploradas podem mesmo ressurgir, quanto tempo isso demoraria e se as florestas daí resultantes permitiram novos ciclos de corte?

Vejamos, nos últimos 25 anos a pesquisa científica sobre a regeneração de florestas tropicais produziu um extenso volume de informações que demonstram que as florestas estão continuamente e imperceptivelmente se refazendo, através de um mecanismo de abertura e cicatrização de pequenas clareiras. Quando uma, ou algumas árvores da floresta morrem e caem forma-se uma clareira na floresta, e essa clareira passará por ciclos progressivos de ocupação e re-ocupação, nos quais diferentes tipos de árvores aí regenerarão, crescerão e morrerão até que de novo re-apareçam aí as árvores típicas da floresta madura. Assim, nem todas as árvores de uma floresta são iguais, umas são de crescimento rápido e vida curta, vivendo alguns anos na luz das clareiras, enquanto outras, exigentes ou tolerantes à sombra, de crescimento mais lento e ciclos de vida mais longos, virão progressivamente substituindo as anteriores, até que o antigo local da clareira, venha a ser re-ocupado pelas árvores de vida longa, as ditas madeiras de lei.

Portanto, uma floresta nativa se faz e refaz através do contínuo processo de abertura e fechamento de clareiras, e o tempo necessário para cicatrização de cada clareira, depende principalmente de seu tamanho e dos impactos naturais que ela sofrerá ao longo desse ciclo de regeneração. Da mesma forma, quando parte de uma floresta é cortada, forma-se dentro dela uma grande clareira, e a sua regeneração também dependerá da extensão de área aberta, dos impactos que essa área recebeu, durante e após o seu corte, das características da floresta no entorno da área aberta, entre outros tantos fatores.

Muitas técnicas de corte e de regulamentação após corte existem, com suas vertentes econômicas, sociais e políticas, todas criadas para produzir formas de exploração das florestas tropicais. Dificuldades existem, principalmente porque entre o corte de uma área e o retorno à mesma, para uma nova colheita, há um hiato de décadas de “descanso”,

que as pressões sociais, políticas ou econômicas, por vezes não permitem respeitar.

Há também, questões ecológicas, pois nem sempre a floresta cortada retorna ao seu potencial original, e assim, o retorno econômico futuro poderá ser menor do que o esperado, ou ainda, há perdas na diversidade de espécies a longo prazo, resultando numa eventual redução da capacidade de sustentação ecológica dessa comunidade florestal.

Aqui, a questão básica é como se corta a floresta!

No entanto, na realidade atual corta-se pouco e queima-se muito, e a maioria do que se corta, são apenas madeiras de lei (Cerejeira, Mogno, etc.), de alto valor comercial e de exploração imediata, que podem ser comercializadas de forma bruta, sem nenhum processamento especial, representando uma ínfima parte das espécies arbóreas presentes nessas áreas.

As várias técnicas de exploração florestal pecam, nesse sentido, por aproveitar pouco do potencial econômico ali existente e por causar grandes estragos nas florestas remanescentes, inclusive em termos de diversidade genética. Pior ainda é que no mais das vezes, estas florestas depois de exploradas acabam mesmo consumidas por queimadas.

Nesse contexto uma interessante possibilidade surgiu na década de 80 de um experimento florestal realizado no vale do rio Palcazú*, na Amazônia Peruana, o chamado sistema de rotação de corte raso de faixas não justapostas. Baseado num sistema de corte raso de pequenas faixas de floresta, finas e compridas (10x50 m), e que produzem pequenas clareiras, esse sistema permite que a própria floresta se regenere após o corte, aliás, como ela constantemente faz com as suas clareiras naturais. Deixando de lado alguns aspectos técnicos, o que há de importante é que esse sistema é muito mais produtivo, pois o corte raso permite extrair, além das madeiras de lei, grande quantidade de madeiras para construção, postes, mourões, carvão, aparas, etc. Apesar desse projeto ter sido interrompido no começo dos anos 90, por causa das ações terroristas na região, ele chegou a produzir dados relevantes, pois eles indicavam que já no segundo ano após o corte, as faixas cortadas apresentavam-se totalmente re-ocupadas por capoeiras, e que a densidade e diversidade nessas capoeiras era já significativa em relação à floresta primitiva circundante.

Do ponto de vista econômico, a viabilidade desse sistema depende principalmente de quantas faixas se retirará por ano e de quanto cada faixa deverá “descansar” até um novo corte (30/40 anos), o que, em última análise, dependerá do quanto de área florestal se dispõe como “jazida”.

Alguém duvida que ainda temos florestas suficientes para isso na Amazônia?

Desenvolvido junto a uma cooperativa indígena no Peru, esse sistema já incorporava a idéia de se processar a madeira antes de comercializa-la, como uma fonte de

agregação de valor aos produtos extraídos.

Embora isso não tenha sido implementado no Peru, poder-se-ia enriquecer essas faixas após o corte raso, aumentando o seu potencial madeireiro futuro, ou permitindo uma parcial exploração não madeireira (seringueira, açaí, cacau, etc.) durante os anos de “descanso” das áreas cortadas, uma possível alternativa de otimização desse sistema, que poderia ser testada na Amazônia Brasileira.

Se essa idéia tem ou não um potencial aplicável à nossa Amazônia, é algo a ser desenvolvido, mas vale salientar que a exploração de petróleo em águas profundas não nasceu junto com a fundação da Petrobrás.

Por outro lado, a Floresta da Tijuca, ou a mata ciliar plantada a cerca de 45 anos junto ao rio Jaguari, em Cosmópolis, no interior paulista, com jequitibás e perobas de mais de 20 metros de altura, são exemplos vivos de que florestas ricas em diversidade podem ressurgir ou serem plantadas, e que num período de algumas décadas podem apresentar de novo potencial de exploração, e mais, que entre esses ciclos de corte elas podem representar fantásticos depósitos da biodiversidade.

Cansados de assistir ao obituário anual da fumaça na qual as florestas se transformaram, das desumanas condições em que homens, mulheres e crianças sobrevivem em casebres ou ao relento, da desesperança e agonia que representa o desemprego, propomos a criação de uma Petrobrás das florestas, não como panacéia, mas como um instrumento útil, justo, democrático e soberano, para ajudar a atenuar essas questões.

Em síntese, propomos para o enfrentamento dessas questões um novo paradigma, dentro do qual uma grande quantidade de novas idéias e formulações podem ser tentadas.

As idéias aqui esboçadas provavelmente atendem ou se contrapõem a diversos interesses, o que é parte natural das discussões democráticas, e foram expressas, não como um receituário, representando apenas sugestões ao livre debate da sociedade, há tanto tempo alijada de uma participação mais efetiva na definição dos seus rumos e quereres, o que somente será obtido com o livre exercício da busca de seus caminhos.

BIBLIOGRAFIA

HARTSHORN, G.S. 1989. Application of gap theory to tropical forest management: Natural regeneration of strip clear-cuts in Peruvian Amazon. *Ecology* 70(3):567-569.

OCAÑA-VIDAL, J. 1992. Ordenación de bosques naturales mediante franjas protectoras. *Unasylva*(FAO) 169(43):24-27.

Title: **Uma Petrobrás das Florestas?**

Authors: Dr. Sergius Gandolfi & Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Biota Neotropica, Vol. 3 (number 1): 2003
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?point-of-view+BN00403012003>

Recebido em 30/02/2003 Publicado em 07/03/2003

ISSN 1676-0603

DIFERENCIAÇÃO GENÉTICA E DIVERSIDADE EM POPULAÇÕES NATURAIS DE *CRYPTOCARYA ASCHERSONIANA* MEZ (LAURACEAE)

Pedro Luís Rodrigues de Moraes^{1,2} & Maria Teresa Vitral de Carvalho Derbyshire^{1,3}

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01803012003>

Recebido em 19/09/2002

Revisado em 02/04/2003

Publicado em 17/04/2003

¹ Bolsa de Pós-Doutoramento a P.L.R. Moraes (FAPESP 99/05004-5), auxílio à pesquisa (BIOTA/FAPESP 99/05818-2); ² Departamento de Botânica, UNICAMP, Caixa Postal 6109, 13083-970, Campinas, SP, Brasil; ³ Laboratório de Melhoramento de Plantas, CENA/USP, Caixa Postal 96, 13400-970, Piracicaba, SP, Brasil
Autor para correspondência: E-mail: pmoraes@unicamp.br

Abstract

The genetic variability and structure of natural populations of *Cryptocarya aschersoniana* Mez were investigated by means of isozymes. Leaf samples of 267 adult individuals were collected from 12 populations native of “Floresta de Planalto” of the State of São Paulo and Southern Minas Gerais State, Brazil. From 39 polymorphic allozyme loci analysed, the divergence obtained through G_{ST} estimates suggests the existence of significant genetic drift and/or natural selection effects between populations. The level of gene differentiation ($\hat{G}_{ST} = 0.340$) was extremely high. The within sample gene diversity ($H_s = 0.365$) account for 66.12% of the overall gene diversity, indicating a greater variability occurring within populations than among them. Goodness of fit tests for mutation-drift equilibrium showed that none of these populations was in equilibrium. From coancestry distance of Reynolds, divergences between pair of populations were also relatively high, which could be associated to bottleneck effects due to present forest fragmentation in analysed populations.

Key words: *allozymes, Lauraceae, genetic distance, genetic variability, population differentiation, Neotropics, Cryptocarya aschersoniana, Atlantic Forest, Brazil*

Resumo

A variabilidade genética e estrutura de populações naturais de *Cryptocarya aschersoniana* Mez foram investigadas através de isoenzimas. Amostras de folhas de 267 indivíduos adultos foram coletadas de 12 populações procedentes de “Florestas de Planalto” do estado de São Paulo e sul de Minas Gerais, Brasil. A partir de 39 locos alozímicos polimórficos analisados, a divergência obtida através das estimativas de G_{ST} sugerem a existência de deriva genética significativa e/ou de efeitos de seleção natural entre populações. O nível de diferenciação gênica ($\hat{G}_{ST} = 0,340$) foi extremamente alto. A diversidade gênica dentro das populações ($H_s = 0,365$) foi responsável por 66,12% da diversidade gênica total, indicando a existência de uma maior variabilidade ocorrendo dentro das populações do que entre as mesmas. Os testes de aderência ao Equilíbrio de Mutação e Deriva indicaram que nenhuma dessas populações encontra-se em equilíbrio. A partir da distância de Reynolds, verificou-se que as divergências entre os pares de populações foram também relativamente altas, sendo que poderiam estar associadas a efeitos de gargalo populacional devido à fragmentação florestal presente nas populações analisadas.

Palavras-chave: *alozimas, Lauraceae, distância genética, variabilidade genética, diferenciação populacional, Neotrópico, Cryptocarya aschersoniana, Mata Atlântica, Brasil*

Introdução

O uso de isoenzimas em estudos de biologia evolutiva de plantas expandiu rapidamente nos últimos anos. Estas são ferramentas eficientes para o estudo da variabilidade genética por exibirem herança mendeliana, expressão codominante, completa penetrância e ausência de interações pleiotrópicas e epistáticas, propriedades que facilitam a análise genética (Weeden & Wendel 1990, Clement et al. 1997). O conhecimento atualmente acumulado dos estudos com isoenzimas sobre a estrutura genética de espécies arbóreas tropicais tem mostrado que as mesmas apresentam níveis elevados de variabilidade genética e diferenciação inter-populacional (Loveless 1992, Liengsiri et al. 1995, Moraes et al. 2002).

Dentro do âmbito conservacionista, é concensual que as reservas florestais e os parques das regiões tropicais devem ser estabelecidos e manejados de maneira a preservar a máxima variabilidade genética dentro das espécies (Soulé 1980, Whitmore 1980, Schierenbeck et al. 1997). Porém, sem dados sobre a distribuição dessa variabilidade dentro ou entre populações, decisões razoáveis sobre os meios mais efetivos para a sua preservação não podem ser tomadas (Marshall & Brown 1975, Ashton 1981, Loveless et al. 1998).

Adicionalmente, a diversidade genética das espécies arbóreas tropicais vem sendo ameaçada pelo desmatamento, atividade madeireira e avanço do processo de fragmentação florestal. As consequências do desmatamento sobre a perda da biodiversidade em nível específico são relativamente bem conhecidas (Simberloff 1986, Myers 1988, Chase et al. 1995). Contudo, pouco se sabe sobre os efeitos do desmatamento sobre a perda da diversidade genética dentro das espécies (Hall et al. 1994, Hall et al. 1996, Young et al. 1996, Seoane et al. 2000).

Em estudo com as mesmas populações aqui estudadas, Moraes & Derbyshire (2002) encontraram, através da abordagem de análise de variância, que os indivíduos destas populações devem ser panmíticos e que a diversidade entre populações foi bastante elevada. O fluxo gênico estimado em apenas 0,4 indivíduos por geração indicou a importância de efeitos de deriva genética como prováveis causadores da pronunciada diferenciação populacional.

Complementarmente, desvios significativos do Equilíbrio de Mutações e Deriva (p.ex., efeitos de gargalo) são importantes de serem detectados porque a condição deste equilíbrio é um dos pressupostos requeridos em vários modelos genéticos de populações, tal qual, p.ex., o da distância genética de Nei (Nei 1987). Da mesma forma, os efeitos de gargalo populacional são importantes de serem detectados em biologia da conservação, porque podem aumentar o risco de extinção. Similarmente, os efeitos de fundador também são importantes, porque podem ser fundamentais em alguns modos de especiação (Piry et al. 1999).

Um dos objetivos do presente trabalho foi o estudo da diferenciação genética de populações de *Cryptocarya aschersoniana* Mez, através da abordagem introduzida por Nei (1973) da análise da diversidade gênica em populações subdivididas (estatísticas *G* de Nei 1977, 1987). Esse autor mostrou que a diversidade genética da população total poderia ser partida em seus componentes de diversidade genética intra e interpopulacional, quando a mesma fosse definida como a heterozigosidade esperada sob Equilíbrio de Hardy-Weinberg (EHW). Na teoria de Nei, a diversidade genética foi definida pelo uso de frequências gênicas da geração atual, não tendo nenhuma pressuposição acerca dos pedigrees dos indivíduos, bem como da seleção e migração no passado. Isto fez com que esta abordagem pudesse ser empregada para qualquer situação, com ou sem seleção.

Um segundo objetivo foi o de analisar as populações de *C. aschersoniana* sob o contexto de distâncias genéticas de coancestralidade de Reynolds, levando-se em consideração o papel da deriva genética como principal promotor da diferenciação populacional.

Material e Métodos

Um ramo foliar portador de folhas maduras foi coletado de indivíduos adultos da espécie *Cryptocarya aschersoniana* Mez, acondicionados em sacos plásticos, que por sua vez foram armazenados em caixas de isopor com gelo para o transporte até o laboratório. Uma vez no laboratório, foram mantidos em geladeira ($\approx 5^{\circ}\text{C}$) até sua extração e análise eletroforética após aproximadamente dois dias em média.

A identificação da espécie foi feita a partir de material herborizado e depositado no herbário da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESA). As populações amostradas são as mesmas investigadas por Moraes & Derbyshire (2002), provenientes das seguintes localidades: Mata do Alemão (MA), Ibaté (I), Fazenda São José (SJ), Serra de São Pedro (SP), Bosque dos Jequitibás (BJ), Bosque dos Alemães (BA), Bosque dos Italianos (BI), Mata de Santa Genebra (SG), Fazenda Barreiro Rico (BR), região de Mogi Mirim (MM), Fazenda Campininha (FC) e sul de Minas Gerais, São Sebastião do Paraíso (SSP).

A partir do emprego de marcadores alozímicos, revelados pela eletroforese em gel de amido, fez-se a caracterização genética das populações analisadas, seguindo-se principalmente as recomendações de Alfenas et al. (1991). A metodologia empregada para as análises eletroforéticas encontra-se descrita em Moraes & Derbyshire (2002).

Foram utilizados 19 sistemas isoenzimáticos que apresentaram boa resolução de bandas e polimorfismo. A partir dos zimogramas gerados, 39 locos polimórficos foram empregados nas análises genéticas, a saber: Acp-1, Acp-2,

Acp-3, Alp-1, Alp-2, Cat-1 e Cat-2 (método de Alfenas et al. 1991), Cat-1, Cat-2 e Cat-3 (método de Scandalios 1965), Dia-1, Dia-2, Dia-3, α -Est-1, β -Est-1, Gdh, Got, Idh, Mdh-1, Mdh-2, Nadhdh, Nadphdh, 6Pgdh-1, 6Pgdh-2, 6Pgdh-3, Pgi-1, Pgi-2, Ppo-1, Ppo-2, Prx-1, Prx-2, Prx-3, Prx-4, Prx-5, Skdh-1, Skdh-2, Sod-1, Sod-2 e Sod-3.

A partir da interpretação dos zimogramas e conseqüente definição dos genótipos de cada indivíduo estudado, para os marcadores empregados, calcularam-se as frequências alélicas para cada população amostrada. A diferenciação genética entre as populações foi analisada através da análise da diversidade gênica em populações subdivididas de Nei (1973, 1977, 1987), que permite a comparação dos níveis de heterozigosidade entre e dentro das populações, bem como a obtenção de uma estimativa de divergência, a partir de uma base diferente daquela que fundamenta as estimativas de F_{ST} e θ . Esta abordagem deriva-se da fórmula de diversidade gênica média total dada por $H_T = H_S + D_{ST}$, onde H_S é a diversidade gênica média dentro das populações, e D_{ST} é a diversidade gênica média entre as populações, com a diferenciação genética relativa entre populações sendo obtida por $G_{ST} = D_{ST}/H_T$. Os valores médios de H_T e H_S sobre todos os locos foram usados para calcular G_{ST} (Culley et al. 2002). Os cálculos foram realizados através do programa FSTAT 2.9.3.2 (Goudet 1995, 2002).

Utilizou-se o programa BOTTLENECK 1.2.02 (Piry et al. 1999) para testar se as populações encontram-se em Equilíbrio entre Mutações e Deriva genética, conforme metodologia descrita em Cornuet & Luikart (1996). Estes testes baseiam-se no princípio de que populações que experimentaram uma recente redução de seu tamanho efetivo populacional exibem uma correlacionada redução do número de alelos e da diversidade gênica (H_e , ou heterozigosidade esperada pelas proporções de EHW) nos locos polimórficos. No entanto, o número de alelos é reduzido mais rapidamente do que a heterozigosidade (H_e), o que faz com que H_e se torne maior do que a heterozigosidade esperada sob Equilíbrio entre Mutações e Deriva (H_{eq}) porque H_{eq} é calculada a partir do número de alelos (e do tamanho amostral; Cornuet & Luikart 1996, Piry et al. 1999). Ambas as medidas, de heterozigosidade (H_e) e de heterozigosidade esperada de equilíbrio (H_{eq}) referem-se à heterozigosidade senso diversidade gênica de Nei (1987). A heterozigosidade nunca se refere à proporção de heterozigotos observada (H_o). Com isso, não se está testando para um excesso de heterozigotos ($H_o > H_e$) e sim para um excesso de heterozigosidade ($H_e > H_{eq}$). Estritamente falando, esse excesso de diversidade gênica tem sido demonstrado apenas para locos que evoluem sob o Modelo de Mutações de Infinitos Alelos (Kimura & Crow 1964), por Maruyama & Fuerst (1985). Se o loco evoluir sob o Modelo de “Passos de Mutações” (stepwise mutation model, Ohta & Kimura 1973), haverá situações em que o excesso de heterozigosidade não será observado (Cornuet & Luikart

1996, Piry et al. 1999). No entanto, poucos locos seguem o Modelo de “Passos de Mutações”, e tão logo os locos desviem desse modelo em direção ao Modelo de Infinitos Alelos, eles exibirão um excesso de heterozigosidade como consequência de gargalo populacional. O programa BOTTLENECK usa ambos os modelos independentemente, por representarem os dois modelos extremos de mutação ao longo de um continuum de modelos possíveis (Chakraborty & Jin 1992). Todos os locos se adequam a um modelo mutacional em algum lugar entre esses dois modelos extremos. A significância do excesso de diversidade gênica ($H_e > H_{eq}$) foi avaliada através do teste *signed rank* de Wilcoxon, por ser o mais robusto quando utilizado para poucos locos (< 20; Piry et al. 1999), baseando-se em 5.000 replicações.

A estrutura genética hierárquica entre as populações de *Cryptocarya aschersoniana* foi estimada através da distância proposta por Reynolds et al. (1983), a partir do método dos componentes da variância para a estimativa dos coeficientes de coancestralidade de Cockerham (1969, 1973). Nesta, para amostras de tamanhos iguais para duas populações, com as frequências do alelo A_u do loco l sendo $\tilde{p}_{lu1}$ e $\tilde{p}_{lu2}$, e assumindo-se $F_{ST} = \theta$, o estimador

$$(\hat{\theta} = \Sigma_l \left[\frac{1}{2} \Sigma_u (\tilde{p}_{lu1} - \tilde{p}_{lu2})^2 - \frac{1}{2(2n-1)} [2 - \Sigma_u (\tilde{p}_{lu1}^2 + \tilde{p}_{lu2}^2)] \right] \Big/ \Sigma_l (1 - \Sigma_u \tilde{p}_{lu1} \tilde{p}_{lu2}) \Big\}$$

fórmula com correção de um erro tipográfico na expressão de Reynolds et al. 1983) envolve explicitamente o tamanho “n” da amostra (Weir 1996). O coeficiente de coancestralidade é apropriado para refletir o grau de distância genética entre populações apenas nos casos em que a divergência foi devida à deriva, não exigindo pressupostos sobre a população ancestral, com amplitude de 0 a 1 (Weir 1996, Dias 1998).

O dendrograma foi plotado, utilizando-se o método de agrupamento de médias das distâncias (UPGMA), tal qual descrito por Sneath & Sokal (1973). O programa TFGA 1.3 (Miller 1997) foi usado para gerar o dendrograma, e para checar sua confiança e a consistência de cada nó gerado pelo conjunto original de dados, através de reamostragem *bootstrapping* sobre os locos. O programa NTSYS-Pc 1.70 (Rohlf 1992) foi empregado para gerar a matriz dos valores cofenéticos e para testar a adequação da análise de agrupamento aos dados originais, através de um teste de Mantel (1967), conforme Manly (1985).

Resultados

A tabela 1 apresenta os resultados das estatísticas G (Nei 1987) da diversidade em populações subdivididas de *Cryptocarya aschersoniana*. Observa-se que a diversidade gênica total (H_T), que é essencialmente a heterozigosidade esperada, quando as populações são agrupadas e de cruzamentos aleatórios, foi 0,552 e o coeficiente de

diferenciação gênica (G_{ST}') foi 0,340. Por sua vez, a diversidade gênica dentro das populações ($H_S = 0,365$) foi responsável por 66,12% da diversidade gênica total, indicando a existência de uma maior variabilidade ocorrendo dentro das populações do que entre as mesmas.

Pelos testes de adequação aos modelos de Mutação de Infinitos Alelos e de “Passos de Mutação” (tabela 2) (Cornuet & Luikart 1996, Luikart & Cornuet 1998, Piry et al. 1999), a rigor nenhuma população mostrou-se em equilíbrio, indicando ocorrência de gargalos populacionais (*bottle-necks*). No entanto, a partir de uma análise similar realizada

Tabela 1: Estimativas das estatísticas G (Nei 1987) de 12 populações naturais de *Cryptocarya aschersoniana* Mez

Locos	H_0	H_S	H_T	D_{ST}	D_{ST}'	H_T'	G_{ST}	G_{ST}'	G_{IS}
Acp-1	0,325	0,420	0,491	0,072	0,078	0,498	0,146	0,157	0,227
Acp-2	0,108	0,323	0,501	0,177	0,193	0,517	0,354	0,374	0,666
Acp-3	0,197	0,265	0,502	0,237	0,266	0,531	0,472	0,501	0,256
Alp-1	0,146	0,511	0,625	0,115	0,125	0,636	0,183	0,197	0,715
Alp-2	0,437	0,463	0,621	0,158	0,172	0,635	0,254	0,271	0,058
Cat-1	0,043	0,193	0,381	0,189	0,206	0,398	0,495	0,517	0,778
Cat-2	0,650	0,450	0,657	0,207	0,242	0,691	0,316	0,350	-0,447
Cat-1	0,071	0,327	0,663	0,336	0,367	0,694	0,507	0,529	0,782
Cat-2	0,510	0,458	0,489	0,031	0,034	0,491	0,063	0,068	-0,113
Cat-3	0,179	0,416	0,550	0,134	0,147	0,563	0,243	0,261	0,569
Dia-1	0,187	0,397	0,741	0,344	0,375	0,772	0,465	0,486	0,530
Dia-2	0,462	0,367	0,499	0,133	0,145	0,511	0,265	0,283	-0,259
Dia-3	0,250	0,393	0,588	0,195	0,213	0,606	0,331	0,351	0,364
α -Est-1	0,016	0,195	0,467	0,273	0,297	0,492	0,584	0,605	0,918
β -Est-1	0,019	0,066	0,352	0,285	0,311	0,378	0,811	0,824	0,718
Gdh	0,101	0,487	0,575	0,088	0,096	0,583	0,154	0,165	0,793
Got	0,144	0,229	0,583	0,354	0,386	0,615	0,607	0,627	0,370
Idh	0,436	0,428	0,608	0,180	0,197	0,625	0,296	0,315	-0,019
Mdh-1	0,821	0,545	0,721	0,176	0,192	0,737	0,244	0,260	-0,506
Mdh-2	0,186	0,173	0,523	0,350	0,382	0,555	0,670	0,689	-0,079
Nadhdh	0,475	0,494	0,638	0,144	0,157	0,651	0,226	0,241	0,039
Nadphdh	0,414	0,325	0,486	0,161	0,176	0,501	0,331	0,351	-0,273
6Pgdh-1	0,078	0,129	0,409	0,280	0,306	0,434	0,685	0,704	0,397
6Pgdh-2	0,537	0,468	0,488	0,021	0,023	0,490	0,042	0,046	-0,148
6Pgdh-3	0,000	0,180	0,401	0,220	0,240	0,421	0,550	0,571	1,000
Pgi-1	0,870	0,607	0,731	0,124	0,135	0,742	0,169	0,182	-0,433
Pgi-2	0,957	0,576	0,743	0,167	0,182	0,758	0,225	0,240	-0,662
Ppo-1	0,538	0,556	0,643	0,086	0,094	0,651	0,135	0,145	0,033
Ppo-2	0,085	0,136	0,273	0,137	0,149	0,285	0,501	0,523	0,373
Prx-1	0,106	0,291	0,443	0,152	0,166	0,457	0,343	0,362	0,636
Prx-2	0,731	0,479	0,500	0,021	0,023	0,502	0,043	0,047	-0,526
Prx-3	0,200	0,369	0,616	0,247	0,296	0,665	0,401	0,445	0,458
Prx-4	0,108	0,520	0,637	0,117	0,128	0,648	0,184	0,198	0,793
Prx-5	0,163	0,187	0,331	0,144	0,158	0,344	0,436	0,457	0,129
Skdh-1	0,705	0,422	0,460	0,038	0,042	0,464	0,083	0,090	-0,670
Skdh-2	0,101	0,211	0,320	0,109	0,120	0,331	0,341	0,363	0,521
Sod-1	0,127	0,235	0,498	0,263	0,287	0,522	0,528	0,550	0,458
Sod-2	0,721	0,510	0,591	0,081	0,089	0,599	0,138	0,148	-0,413
Sod-3	0,423	0,419	0,576	0,157	0,171	0,590	0,272	0,290	-0,010
Total	0,324	0,365	0,536	0,172	0,188	0,552	0,320	0,340	0,112

H_0 = proporção observada de heterozigotos; H_S = diversidade gênica dentro das amostras; H_T = diversidade gênica total; D_{ST} = diversidade gênica entre as amostras, dependente do número de amostras; D_{ST}' = diversidade gênica entre as amostras, independente do número de amostras; H_T' = diversidade gênica total, independente do número de amostras; G_{ST} = estimador do parâmetro F_{ST} , sendo G_{ST}' o estimador equivalente, independente do número de amostras; G_{IS} = estimador de F_{IS} .

Tabela 2: Testes estatísticos não-paramétricos gerados pelo programa [BOTTLENECK 1.2.02](#) (Piry et al. 1999), para a determinação se populações de *Cryptocarya aschersoniana* Mez exibem número significativo de locos com excesso de heterozigosidade, sob os modelos de Mutação de Infinitos Alelos (MIA) e de “Passos de Mutação” (PM).

População	Teste do Sinal				Teste de Diferenças Padronizadas				Teste de Wilcoxon*			
	MIA		PM		MIA		PM		MIA		PM	
	N*	Déficit	Excesso	P*	N	Déficit	Excesso	P	T2	P	T2	P
SP	13,38	8	21	0,0037	14,79	10	19	0,0828	3,43	0,0003	1,83	0,0338
SG	14,20	11	20	0,0275	16,25	14	17	0,4652	3,46	0,0002	1,38	0,0842
MM	16,97	10	26	0,0019	18,85	14	22	0,1873	3,77	0,0000	1,63	0,0512
I	12,99	9	18	0,0383	13,99	12	15	0,4229	2,61	0,0045	0,48	0,3161
MA	13,98	5	25	0,0000	16,07	5	25	0,0006	4,59	0,0000	2,67	0,0038
BR	15,67	1	33	0,0000	17,44	2	32	0,0000	7,38	0,0000	5,51	0,0000
FC	15,28	7	27	0,0000	17,60	8	26	0,0026	5,98	0,0000	3,94	0,0000
SSP	14,00	4	26	0,0000	15,85	6	24	0,0018	5,95	0,0000	3,96	0,0000
BA	14,21	2	30	0,0000	16,09	6	26	0,0003	5,73	0,0000	3,97	0,0000
SJ	14,58	5	25	0,0000	15,71	7	23	0,0053	4,68	0,0000	3,14	0,0008
BI	15,73	2	31	0,0000	17,63	3	30	0,0000	6,16	0,0000	4,17	0,0000
BJ	13,10	5	23	0,0001	15,30	5	23	0,0022	4,90	0,0000	3,38	0,0003

* teste unicaudal para excesso de heterozigosidade

N* número esperado de locos com excesso de heterozigosidade sob o modelo, seguido pelos respectivos números de locos com déficit e excesso de heterozigosidade

P* probabilidade

apenas com os locos polimórficos dentro das proporções de EHW, as populações SP e SSP mostraram-se em Equilíbrio de Mutação e Deriva.

A [figura 1](#) ilustra graficamente a alta divergência encontrada entre as populações de *C. aschersoniana*, mostrando que as populações SG e BR são as mais similares geneticamente. Nesta figura, onde são apresentados os agrupamentos pelo método UPGMA, a partir da distância de coancestralidade de Reynolds (Reynolds et al. 1983) ([tabela 3](#)), observa-se que apenas os grupos formados pelas populações SG e BR, BI e BJ apresentaram proporções relativamente altas de replicações similares (91,1% e 58,0%, respectivamente) para as 1.000 permutações conduzidas pelos *bootstraps*, com nenhum *bootstrap* produzindo árvores com nós, e com um e seis locos dando sustentac o aos grupos, respectivamente. Os demais grupos apresentaram-se com proporções de replicações similares relativamente baixas, indicando que fatores aleatórios devem estar contribuindo para a formação dos mesmos.

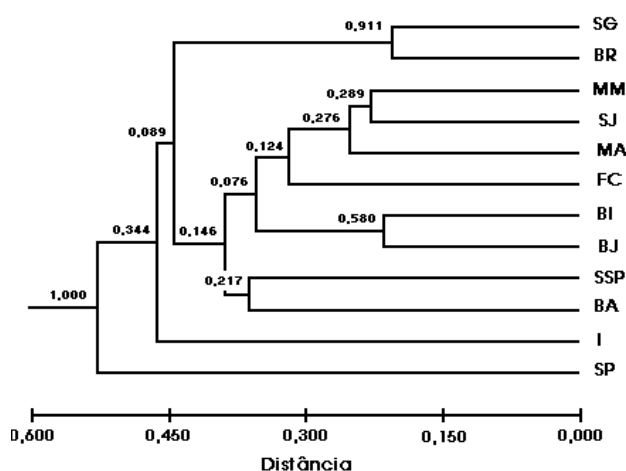


Figura 1: Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da Distância de Coancestralidade de Reynolds (Reynolds et al. 1983), para populações de *Cryptocarya aschersoniana* Mez. Números próximos aos nós indicam as proporções de replicações similares a partir de 1.000 bootstraps. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,759$.

	SP	SG	MM	I	MA	BR	FC	SSP	BA	SJ	BI	BJ
SP												
SG	0,761											
MM	0,549	0,503										
I	0,708	0,525	0,357									
MA	0,525	0,425	0,267	0,327								
BR	0,470	0,203	0,436	0,519	0,354							
FC	0,452	0,486	0,353	0,433	0,350	0,314						
SSP	0,401	0,570	0,336	0,539	0,359	0,360	0,335					
BA	0,508	0,563	0,352	0,526	0,434	0,376	0,383	0,359				
SJ	0,514	0,512	0,226	0,344	0,231	0,382	0,246	0,392	0,458			
BI	0,426	0,474	0,240	0,426	0,331	0,317	0,299	0,339	0,278	0,289		
BJ	0,457	0,584	0,381	0,607	0,517	0,413	0,354	0,465	0,494	0,397	0,212	

Tabela 3: Matriz de distâncias de coancestralidade (Reynolds et al. 1983) para populações naturais de *Cryptocarya aschersoniana* Mez.

Discussão

O coeficiente de diferenciação gênica (G_{ST}') encontrado para as populações de *Cryptocarya aschersoniana* foi bastante superior ao valor médio encontrado para espécies tropicais com sistema reprodutivo alog mico (11,8%; Loveless & Hamrick 1987), o que pode ocorrer devido às baixas taxas de fluxo gênico entre as populações (Wright 1965), conforme indicação feita por Moraes & Derbyshire (2002) para as mesmas populações aqui analisadas. Conseqüentemente, estas populações podem se enquadrar na situação em que a deriva genética sobrepujaria os efeitos do fluxo gênico (Slatkin 1987, Batista et al. 2001). Os valores encontrados das estatísticas G para as populações analisadas de *C. aschersoniana* são superiores aos reportados para a maioria das espécies arbóreas tropicais estudadas, inclusive os reportados por Moraes et al. (2002) a partir de análise com quatro populações de *C. moschata* Nees através de 18 locos isoenzimáticos ($H_T = 0,332$; $H_S = 0,297$; $D_{ST} = 0,035$; $G_{ST} = 0,107$). No entanto, esses níveis de diversidade em *C. aschersoniana* foram similares aos encontrados para 11 populações de *C. moschata*, através dos mesmos locos aqui analisados ($H_T' = 0,554$; $H_S = 0,382$; $D_{ST}' = 0,173$; $G_{ST}' = 0,311$; P.L.R. Moraes, dados não publicados).

A diversidade genética mantida dentro e entre populações   fun o de eventos históricos e de processos evolutivos recentes (Lee et al. 2002). Devido ao pouco conhecimento sobre a história evolutiva e ecológica da espécie *Cryptocarya aschersoniana*, as explicações para os níveis e padrões encontrados da diversidade genética dentro e entre as populações se assentam em inferências. Os altos níveis de diversidade genética para *C. aschersoniana* podem ser atribuídos às características ecológicas e de história de vida, tais como: a de ser espécie freqüente em "Florestas de Planalto" de São Paulo e Minas Gerais, ser longeva, ter ampla distribuição geográfica, e provável sistema de cruzamento misto, semelhante ao encontrado para *C. moschata* (Moraes & Monteiro 2002).

Com relação ao Equil rio de Mutação e Deriva, tem-se que a população deve apresentar um tamanho efetivo que permaneceu constante em um passado recente. Há, desta forma, uma igual probabilidade de que um loco apresente um excesso

ou um déficit de diversidade gênica. No entanto, em populações que sofreram deriva recentemente, a maioria dos locos exibirá um excesso de heterozigiosidade (Luikart & Cornuet 1998), situação que se apresentou para as populações aqui analisadas de *C. aschersoniana*. Assim, em uma população recentemente reduzida, a diversidade gênica observada será maior do que a diversidade gênica de equilíbrio. Para o presente estudo, o uso de isoenzimas, que é um marcador com taxas de mutação relativamente lentas, conseqüentemente detecta os gargalos ou efeitos de fundador mais remotos, do que poderia ser detectado por microsátélites, p. ex., que evoluem rapidamente. De qualquer forma, um excesso de heterozigiosidade (com poucos alelos) poderia ser promovido, também, por seleção balanceadora, que causaria este excesso de heterozigiosidade na ausência de deriva genética. No entanto, é improvável que a seleção balanceadora afete a maioria dos locos isoenzimáticos e, com isto, cause um excesso significativo de heterozigiosidade em uma grande amostragem de locos, como apontado por Cornuet & Luikart (1996) e Piry et al. (1999). Além disto, os locos com altos valores de F_{ST} ($\cong G_{ST}$) podem ser gerados por seleção disruptiva, sendo necessário ter em mente a possibilidade das frequências sem informação filogenética (as que resultam de seleção) poderem ser justamente as que mais influem na análise (Meyer 1996). Luikart et al. (1998), reiterando os pressupostos apresentados por Cornuet & Luikart (1996), sugeriram que a inclusão de locos com desvios do EHW poderiam causar violações. Assim sendo, a análise aqui feita apenas com os locos em EHW, indicou que as populações SP e SSP se encontram em Equilíbrio de Mutação e Deriva. Isto sugere, como apontado por Lee et al. (2002), que a inclusão de locos em desequilíbrio de Hardy-Weinberg possam fazer com que populações sem ocorrência de gargalos populacionais pareçam tê-los experienciado recentemente.

A identificação de populações submetidas a gargalos recentes é importante porque as mesmas podem não ter tido o tempo necessário de se adaptarem aos problemas freqüentemente causados pelo tamanho populacional reduzido e, conseqüentemente, podem ter um alto risco de extinção (Lee et al. 2002). Quanto antes se detectar um gargalo, maior a probabilidade de que efeitos deletérios do mesmo possam ser evitados ou minimizados através de procedimentos mitigadores de manejo, tais quais o enriquecimento de hábitat ou introdução de imigrantes (Luikart et al. 1998). Como a presente fragmentação das populações de *C. aschersoniana* encontra-se em estado praticamente irreversível, a introdução de imigrantes poderia ser uma opção plausível e exequível, especialmente nas populações menores que estariam sujeitas, teoricamente, a perdas mais rápidas de variabilidade genética devido à deriva (vide Wright 1969).

Para o uso adequado das distâncias genéticas, deve-se levar em consideração os modelos genéticos subjacentes

às mesmas. Dentre as várias distâncias genéticas propostas, a distância genética de Nei (1972) foi a mais utilizada (Weir 1996). No entanto, a distância de Nei é apropriada para estudos de evolução de longo termo, com as populações divergindo devido à deriva e mutação, sendo mais adequada para estudos de separação em nível específico (onde ocorrem substituições gênicas em seqüências codificantes) do que em nível populacional (onde a maior parte da variação de frequências gênicas resulta de deriva) (Nei 1987, Meyer 1996). Com isto, para as populações de *C. aschersoniana*, por não se encontrarem em Equilíbrio de Mutação e Deriva, o uso da distância de Nei torna-se inapropriado.

Por outro lado, como indicado por Felsenstein (1985, 2002), para a distância de coancestralidade, o modelo genético não assume mutação, sendo que as mudanças nas frequências gênicas ocorrem apenas por deriva. Adicionalmente, não assume que os tamanhos populacionais permanecem constantes e iguais em todas as populações. Eles se adequariam com as mudanças no tamanho populacional por ter uma esperança que aumentaria linearmente, não com o tempo, mas com a soma sobre o tempo de $1/N_e$, onde N_e é o tamanho efetivo populacional. Desta forma, se o tamanho efetivo populacional dobrasse, a deriva genética ocorreria mais lentamente e a distância genética seria esperada aumentar apenas em metade do tempo. De maneira distinta da distância de Nei, distâncias baseadas em coancestralidade não estimam o número de mutações fixadas em genes desde sua separação.

Observa-se na [figura 1](#), que não houve formação de grupos diretamente relacionados à proximidade geográfica, como regra. Isto reitera os resultados apresentados por [Moraes & Derbyshire \(2002\)](#) que mostraram a inadequação do modelo de fluxo gênico de isolamento pela distância para explicar a divergência encontrada entre estas populações. Pelos testes de associação de matrizes, tem-se que o coeficiente de correlação cofenética foi $r = 0,759$, indicando que o dendrograma gerado não apresentou um bom ajuste (representação simplificada da matriz de similaridade), o que de acordo com Bussab et al. (1990) deveria ser superior a 0,8. No entanto, segundo Nei (1987), por essa correlação ser muito próxima de 1,0 na maioria das árvores obtidas a partir de dados moleculares, seu poder de discriminação não é muito satisfatório.

Como as medidas de coancestralidade (ou F_{ST}) são variâncias que estimam o nível de fragmentação da população, quanto maior o tempo de separação de pares de populações, maior será a variação das frequências gênicas entre as populações (e conseqüentemente uma maior distância) (Meyer 1996). Ainda, como o valor de F_{ST} (ou da distância de Reynolds) é determinado também pelo tamanho efetivo das populações (N_e) em comparação, além do tempo decorrido desde sua divergência, as variações em N_e levam a diferenças na taxa de diferenciação por deriva, uma vez que esse processo resulta de erros amostrais. As distâncias

baseadas em F_{ST} , portanto, estão relacionadas linearmente com o tempo e inversamente ao tamanho efetivo populacional (Reynolds et al. 1983). Com isto, os locos que apresentam frequências semelhantes em diferentes populações apresentam baixos valores de F_{ST} , enquanto que aqueles com frequências muito distintas entre populações apresentam valores altos (se aproximando de 1 à medida que as populações se aproximam da fixação de alelos distintos para um loco; Meyer 1996).

Um elevado valor de distância pode se originar, p. ex., devido à ocorrência de um gargalo populacional. Isto, de acordo com Meyer (1996), seria intuitivo, pois tais afunilamentos aumentariam as taxas de deriva, levando a uma maior diferenciação das frequências gênicas nas populações. Esse alto valor de distância pode, erroneamente, ser interpretado como evidência para um grande tempo de separação entre populações, sendo que se deveria evitar em estudos evolutivos a amostragem de populações cujas frequências gênicas tenham sido alteradas por gargalos populacionais. A ocorrência de gargalos populacionais promove uma grande divergência entre a população que o sofreu e as demais. Esta maior divergência é observada nas frequências gênicas e refletida nas distâncias genéticas. Uma vez que a distância genética de coancestralidade expressa conjuntamente tanto o tempo de separação entre as populações como a variação do tamanho efetivo populacional, esses dois valores ficam indissociáveis. Conseqüentemente a amostragem de uma população que tenha experienciado um gargalo populacional pode levar a uma falsa inferência de grande tempo de separação entre esta e as demais (como observado para a população SP, p. ex.). Uma maneira de se inferir as frequências gênicas de populações, de modo a anular o efeito de gargalos, seria amostrar o maior número possível de sub-populações e então calcular a frequência gênica para o conjunto total. Esse procedimento permitiria a inferência de frequências gênicas livres dos efeitos de deriva (Meyer 1996). A justificativa para essa abordagem se baseia em um aspecto básico da teoria da deriva em que a probabilidade de fixação de um alelo é determinada pela sua frequência na população inicial (Hartl & Clark 1989). Conseqüentemente, o número de alelos fixados no conjunto de sub-populações reflete a sua frequência inicial quando essas sub-populações constituíam uma população única; (porém, vide Meyer (1996) para as críticas apresentadas).

As frequências de diferentes locos variam de maneira distinta, devido à natureza aleatória do processo de deriva. Desta forma, mesmo que todos os genes tenham sido transmitidos através das mesmas populações, as mudanças de frequência gênica (que constituem a informação fundamental para os estudos evolutivos) podem variar entre os locos. Dentre as frequências gênicas haverá um componente “não filogenético”, ou seja, variação que não se correlaciona a relações evolutivas (p. ex., populações pouco aparentadas

apresentando frequências gênicas mais semelhantes do que populações intimamente aparentadas) (Meyer 1996).

A solução a ser adotada frente a este problema seria a utilização de um grande número de locos (Meyer 1996). Supõe-se que esta abordagem permite que as variações “idiossincráticas” sejam diluídas num conjunto maior de informações que inclui frequências gênicas que realmente espelham relações evolutivas. As variações “idiossincráticas”, não filogenéticas, podem resultar da ação de seleção natural.

Apesar das restrições elucidadas para o adequado uso de distâncias genéticas no estudo de genética de populações, conclui-se que a conservação de todas as populações analisadas de *C. aschersoniana* é importante, dadas às altas divergências genéticas encontradas, reiterando as indicações obtidas e apontadas por Moraes & Derbyshire (2002), a partir dos tamanhos efetivos populacionais, bem como pelos níveis de variabilidade detectados poderem estar diretamente relacionados à adaptação (Milligan et al. 1994, David 1998). Ainda, para a preservação das pequenas populações remanescentes do processo de fragmentação florestal, o manejo através da introdução de indivíduos geneticamente diferentes, provenientes de outras populações, poderia ser uma prática a ser adotada para amenizar os efeitos negativos da deriva genética, aqui detectada para a maior parte das populações analisadas.

Agradecimentos

Ao Instituto de Botânica, Prefeitura Municipal de Campinas, Fundação José Pedro de Oliveira, Sr. José Carlos Reis de Magalhães, Sr. Djalma Brasil Zabeu, pelas respectivas autorizações de coleta na Fazenda Campininha, nos “Bosques” do município, na Mata de Santa Genebra, na Fazenda Barreiro Rico, e na Fazenda Palmital. Ao Angelo Gilberto Manzatto e Antonio Carlos Scutti, pela logística e auxílio nas coletas na Fazenda São José e na região do sul de Minas Gerais, respectivamente. Ao Fernando Henrique Romano e Mariana Campanholi Daher pelo auxílio nas análises de laboratório.

Referências bibliográficas

- ALFENAS, A.C., PETERS, I., BRUNE, W. & PASSADOR, G.C. 1991. Eletroforese de proteínas e isoenzimas de fungos e essências florestais. Universidade Federal de Viçosa, Impr. Univ., Viçosa.
- ASHTON, P.S. 1981. Techniques for the identification and conservation of threatened species in tropical forests. In *The biological aspects of rare plant conservation* (Synge, H., ed.). John Wiley & Sons, New York, p.155-164.

- BATISTA, F., BAÑARES, A., CAUJAPÉ-CASTELLS, J., CARQUÉ, E., MARRERO-GÓMEZ, M. & SOSA, P.A. 2001. Allozyme diversity in three endemic species of *Cistus* (Cistaceae) from the Canary Islands: intraspecific and interspecific comparisons and implications for genetic conservation. *Am. J. Bot.* 88:1582-1592.
- BUSSAB, W.O., MIAZAKI, E.S. & ANDRADE, D.F. 1990. Introdução à análise de agrupamentos. In Simpósio Nacional de Probabilidade e Estatística, 9, São Paulo, 1990. Associação Brasileira de Estatística, São Paulo.
- CHAKRABORTY, R. & JIN, L. 1992. Heterozygote deficiency, population substructure and their implications in DNA fingerprinting. *Hum. Genet.* 88:267-272.
- CHASE, M.R., BOSCHIER, D.H. & BAWA, K.S. 1995. Population genetics of *Cordia alliodora* (Boraginaceae), a neotropical tree. 1. Genetic variation in natural populations. *Am. J. Bot.* 82:468-475.
- CLEMENT, C.R., ARADHYA, M.K. & MANSHARDT, R.M. 1997. Allozyme variation in spineless pejbaye (*Bactris gasipaes* Palmae). *Econ. Bot.* 51:149-157.
- COCKERHAM, C.C. 1969. Variance of gene frequencies. *Evolution* 23:72-84.
- COCKERHAM, C.C. 1973. Analyses of gene frequencies. *Genetics* 74:679-700.
- CORNUET, J.-M. & LUIKART, G. 1996. Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics* 144:2001-2014.
- CULLEY, T.M., WALLACE, L.E., GENGLER-NOWAK, K.M. & CRAWFORD, D.J. 2002. A comparison of two methods of calculating G_{ST} , a genetic measure of population differentiation. *Am. J. Bot.* 89:460-465.
- DIAS, L.A.S. 1998. Análises multidimensionais. In Eletroforese de isoenzimas e proteínas afins: fundamentos e aplicações em plantas e microrganismos (A.C. Alfenas, ed.). Editora UFV, Viçosa, p.405-475.
- FELSENSTEIN, J. 1985. Phylogenies from gene frequencies: a statistical problem. *Syst. Zool.* 34:300-311.
- FELSENSTEIN, J. 2002. PHYLIP: Phylogeny Inference Package version 3.6a3. Department of Genetics, University of Washington, Seattle. (<http://evolution.genetics.washington.edu/phylip/phylip36.html>)
- GOUDET, J. 1995. FSTAT (version 1.2): a computer program to calculate F -statistics. *J. Hered.* 86:485-486.
- GOUDET, J. 2002. FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3.2). Available from <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>. Updated from Goudet (1995).
- HALL, P., ORRELL, L.C. & BAWA, K.S. 1994. Genetic diversity and mating system in a tropical tree, *Carapa guianensis* (Meliaceae). *Am. J. Bot.* 81:1104-1111.
- HALL, P., WALKER, S. & BAWA, K.S. 1996. Effects of forest fragmentation on diversity and mating systems in a tropical tree *Pithecellobium elegans*. *Conserv. Biol.* 10:757-768.
- HARTL, D.L. & CLARK, A.G. 1989. Principles of population genetics. 2nd. ed. Sinauer Associates, Sunderland.
- KIMURA, M. & CROW, J.F. 1964. The number of alleles that can be maintained in a finite population. *Genetics* 49:725-738.
- LEE, S.-L., NG, K.K.-S., SAW, L.-G., NORWATI, A., SALWANA, M.H.S., LEE, C.-T. & NORWATI, M. 2002. Population genetics of *Intsia palembanica* (Leguminosae) and genetic conservation of Virgin Jungle Reserves in Peninsular Malaysia. *Am. J. Bot.* 89:447-459.
- LIENGSI, C., YEH, F.C. & BOYLE, T.J.B. 1995. Isozyme analysis of a tropical forest tree, *Pterocarpus macrocarpus* Kurz. in Thailand. *For. Ecol. Manage.* 74:13-22.
- LOVELESS, M.D. 1992. Isozyme variation in tropical trees: patterns of genetic organization. *New For.* 6:67-94.
- LOVELESS, M.D. & HAMRICK, J.L. 1987. Distribución de la variación en especies de árboles tropicales. *Rev. Biol. Trop.* 35:165-175.
- LOVELESS, M.D., HAMRICK, J.L. & FOSTER, R.B. 1998. Population structure and mating system in *Tachigali versicolor*, a monocarpic neotropical tree. *Heredity* 81:134-143.
- LUIKART, G., ALLENDORF, F.W., CORNUET, J.-M. & SHERWIN, W.B. 1998. Distortion of allele frequency distributions provides a test for recent population bottlenecks. *J. Hered.* 89:238-247.
- LUIKART, G. & CORNUET, J.-M. 1998. Empirical evaluation of a test for identifying recently bottlenecked populations from allele frequency data. *Conserv. Biol.* 12:228-237.
- MANLY, B.F.J. 1985. The statistics of natural selection on animal populations. Chapman and Hall, London.
- MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and generalized regression approach. *Cancer Res.* 27:209-220.
- MARSHALL, D.R. & BROWN, A.H.D. 1975. Optimum sampling strategies in genetic conservation. In Crop genetic resources for today and tomorrow (Frankel, O.H. & Hawkes, J.G., eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.53-80.
- MARUYAMA, T. & FUERST, P.A. 1985. Population bottlenecks and non-equilibrium models in population genetics. II. Number of alleles in a small population that was formed by a recent bottleneck. *Genetics* 111:675-689.

- MEYER, D. 1996. Árvores evolutivas humanas - uma discussão sobre inferência filogenética. Sociedade Brasileira de Genética, Série Monografias no. 3, Ribeirão Preto, p. 1-162.
- MILLER, M.P. 1997. Tools for population genetic analyses (TFPGA) 1.3: a Windows program for the analysis of allozyme and molecular population genetic data. Computer software distributed by author. (<http://bioweb.usu.edu/mpmbio/tfpga.htm>)
- MILLIGAN, B.G., LEEBENS-MACK, J. & STRAND, A.E. 1994. Conservation genetics: beyond the maintenance of marker diversity. *Mol. Ecol.* 3:423-435.
- MORAES, P.L.R. & DERBYSHIRE, M.T.V.C. 2002. Estrutura genética de populações naturais de *Cryptocarya aschersoniana* Mez (Lauraceae) através de marcadores isoenzimáticos. *Biota Neotropica* 2: 19p. (<http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/fullpaper?bn02402022002+pt>)
- MORAES, P.L.R. & MONTEIRO, R. 2002. Taxas de cruzamento em uma população natural de *Cryptocarya moschata* Nees (Lauraceae). *Biota Neotropica* 2: 10p. (<http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/fullpaper?bn01102022002+pt>)
- MORAES, P.L.R., MONTEIRO, R. & VENCOSKY, R. 2002. Genetic differentiation and diversity of natural populations of *Cryptocarya* spp. (Lauraceae) from the Brazilian Atlantic rain forest. *Lundiana* 3:99-109.
- MYERS, N. 1988. Threatened biota: hotspots in tropical forests. *Environmentalist* 8:1-20.
- NEI, M. 1972. Genetic distance between populations. *Am. Nat.* 106:283-292.
- NEI, M. 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proc. Nat. Acad. Sc. USA* 70:3321-3323.
- NEI, M. 1977. *F*-statistics and analysis of gene diversity in subdivided populations. *Ann. Hum. Genet.* 41:225-233.
- NEI, M. 1987. Molecular evolutionary genetics. Columbia University Press, New York.
- OHTA, T. & KIMURA, M. 1973. A model of mutation appropriate to estimate the number of electrophoretically detectable alleles in a finite population. *Genet. Res. Cambr.* 22:201-204.
- PIRY, S., LUIKART, G. & CORNUET, J.-M. 1999. BOTTLENECK: a computer program for detecting recent reductions in the effective population size using allele frequency data. *J. Hered.* 90:502-503.
- REYNOLDS, J., WEIR, B.S. & COCKERHAM, C.C. 1983. Estimation of the coancestry coefficient: basis for a short-term genetic distance. *Genetics* 105:767-779.
- ROHLF, F.J. 1992. NTSYS: numerical taxonomy and multivariate analysis system. Exeter Publishers, New York.
- SCANDALIOS, J.G. 1965. Genetic isozyme variations in *Zea mays*. University of Hawaii, Honolulu. (PhD Thesis).
- SCHIERENBECK, K.A., SKUPSKI, M., LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1997. Population structure and genetic diversity in four tropical tree species in Costa Rica. *Mol. Ecol.* 6:137-144.
- SEOANE, C.E.S., KAGEYAMA, P.Y. & SEBBENN, A.M. 2000. Efeitos da fragmentação florestal na estrutura genética de populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Guarantã). *Scient. Forest.* 57:123-139. (<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr57/cap09.pdf>)
- SIMBERLOFF, D. 1986. Are we on the verge of a mass extinction in Tropical rain forests? In *Dynamics of extinction* (Elliott, D.K., ed.). John Wiley & Sons, New York, p.165-180.
- SLATKIN, M. 1987. Gene flow and the geographic structure of natural populations. *Science* 236:787-792.
- SNEATH, P.H.A. & SOKAL, R.R. 1973. Numerical Taxonomy: the principles and practice of numerical classification. W.H. Freeman & Co., San Francisco.
- SOULÉ, M.E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* (Soulé, M.E. & Wilcox, B.A., eds.). Sinauer Associates, Sunderland, p.151-169.
- WEEDEN, N.F. & WENDEL, J.F. 1990. Genetics of plant isozymes. In *Isozymes in plant biology* (Soltis, D.E. & Soltis, P.S., eds.). Chapman and Hall, London, p.46-72.
- WEIR, B.S. 1996. Genetic data analysis II: methods for discrete population genetic data. Sinauer Associates, Sunderland.
- WHITMORE, T.C. 1980. The conservation of tropical rain forest. In *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* (Soulé, M.E. & Wilcox, B.A., eds.). Sinauer Associates, Sunderland, p.303-318.
- WRIGHT, S. 1965. The interpretation of population structure by *F*-statistics with special regard to systems of mating. *Evolution* 19:395-420.
- WRIGHT, S. 1969. Evolution and the genetics of populations. v.2. The theory of gene frequencies. The University of Chicago Press, Chicago.
- YOUNG, A., BOYLE, T. & BROWN, T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Tr. Ecol. Evol.* 11:413-418.

Título: Diferenciação genética e diversidade em populações naturais de *Cryptocarya aschersoniana* Mez (Lauraceae)

Autores: Moraes, P. L. R. de & Derbyshire, M. T. V. de C.

Biota Neotropica, Vol. 3 (number 1): 2003

<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01803012003>

Recebido em 19/09/2002 Revisado em 02/04/2003

Publicado em 17/04/2003 - ISSN 1676-0603

GENUS *OCTACANTHIUM* (ZYGNEMAPHYCEAE, DESMIDIACEAE) IN THE STATE OF SÃO PAULO, BRAZIL

Sílvia Maria Mathes Faustino¹ & Carlos E. de M. Bicudo²

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00303012003>

Date Received 01/05/2003

Revised 02/15/2003

Accepted 03/07/2003

¹Graduate student in the Programa de Pós-graduação em Biologia Comparada, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Av. Bandeirantes, 3900, 14040-900 Ribeirão Preto, SP, Brasil
E-mail: fitomathes@yahoo.com

²Seção de Ecologia, Instituto de Botânica, Caixa postal 4005, 01061-970 São Paulo, SP, Brasil
E-mail: cbicudo@terra.com.br

Abstract

A floristic survey was based on the study of 148 sample units, from which 75 were already deposited at the Herbário Científico do Estado “Maria Eneyda P. Kauffmann Fidalgo” of the Instituto de Botânica, São Paulo State Department of Environment, and 73 were collected during the period 2000-2001. Three taxa of *Octacanthium* (Desmiales, Zygnemaphyceae) were identified: *O. bifidum* (Brébisson) Compère var. *bifidum*, *O. mucronulatum* (Nordstedt) Compère var. *mucronulatum*, and *O. octocorne* (Ralfs) Compère var. *octocorne*.

Key words: Taxonomy, floristic survey, biodiversity, algae, Brazil.

Resumo

O levantamento florístico foi baseado em 148 unidades amostrais, das quais 75 já se encontravam depositadas no Herbário Científico do Estado “Maria Eneyda P. Kauffmann Fidalgo” do Instituto de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e 73 foram coletadas durante no período 2000-2001. Três táxons de *Octacanthium* (Desmiales, Zygnemaphyceae) foram identificados: *O. bifidum* (Brébisson) Compère var. *bifidum*, *O. mucronulatum* (Nordstedt) Compère var. *mucronulatum* e *O. octocorne* (Ralfs) Compère var. *octocorne*.

Palavras-chave: Taxonomia, levantamento florístico, biodiversidade, algas, Brasil.

INTRODUCTION

The genus *Octacanthium* was proposed by Compère (1996) to include all species formerly classified in the Sect. *Octacanthium* of genus *Arthrodesmus*. It presently includes nine worldwide known species.

First report of the occurrence of representatives of this genus in Brazil is in Nordstedt (1869). *Octacanthium mucronulatum* (Nordst.) Comp. (as *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst.) is the only species cited in that paper, based on material collected in the municipality of Lagoa Santa, state of Minas Gerais. Notice above was accompanied by a brief description and illustration of the material studied.

All knowledge of *Octacanthium* for the state of São Paulo is in just two papers. Borge (1918) was the first to refer to the genus for the state of São Paulo. The paper was based on material collected by Alberto Löfgren in the municipality of Pirassununga, and just *O. octocorne* (Ralfs) Comp. (as *Arthrodesmus octocornis* Ralfs) was cited.

In 1977, Bicudo and Azevedo published the first volume of the São Paulo state desmid flora ("Desmidióflora

paulista"), in which there is reference to three species of *Octacanthium*, namely *O. bifidum* (Bréb.) Comp. var. *bifidum* (as *Arthrodesmus bifidus* Bréb. var. *bifidus*), *O. mucronulatum* (Nordst.) Comp. var. *mucronulatum* (as *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst. var. *mucronulatus*), and *O. octocorne* (Ralfs) Comp. (as *Arthrodesmus octocornis* Ehr. ex Arch. var. *octocornis*). All three species were illustrated and fully discussed in their morphology (Bicudo & Azevedo, 1977).

The state of São Paulo's geographical area covered by the two papers above is very restricted, representing less than 10% of that of the state. Furthermore, there has never been a publication prior to the present paper that presented such a detailed genus inventory, considering the state of São Paulo's geographical area. In conclusion, in both the size of the geographical area now covered, as well as the scientific depth of the taxonomical treatment, present research provides new information.

MATERIAL AND METHODS

The study area is that of the state of São Paulo (Fig. 1).

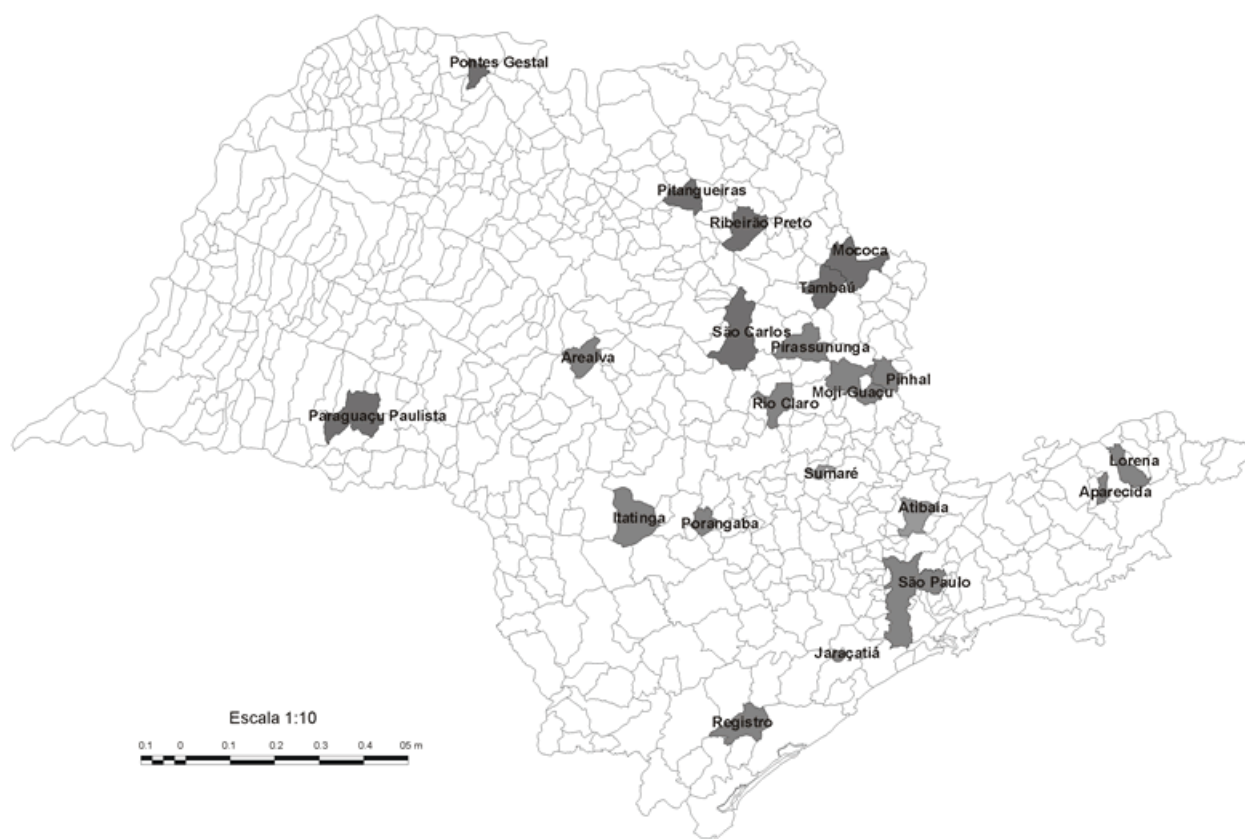


Fig1. Map of the state of São Paulo showing municipalities wick *Octacanthium* specimens were collected

Description of taxa and synonyms presently considered specifically refer to the São Paulo State material.

One hundred and forty eight sample units were studied, which were collected from 110 localities in the state of São Paulo. Below are the 8 sample units in which representatives of *Octacanthium* were found, listed according to increasing access to the herbarium code numbers.

SP188207: Municipality of Porangaba, intersection of roads SP-162 and SP-141, right side, direction of Porangaba, swampy area with Gramineae, Cyperaceae, and *Typha*, col. A.A.J. de Castro & C.E.M. Bicudo, 17-XI-1988.

SP188219: Municipality of Rio Claro, Horto Florestal "Navarro de Andrade", pond with *Eichhornia* and *Nymphaea*, col. A.A.J. de Castro & C.E.M. Bicudo, 17-VII-1989.

SP239097: Municipality of São Paulo, Luísa and Oscar Americano Foundation, artificial tank, with abundant growth of *Spirodela* and *Salvinia*, col. A.A.J. de Castro & D.C. Bicudo, 08-XI-1991.

SP336343: Municipality of Pitangueiras, SP-322, km 368, reservoir, with *Nymphaea elegans*, squeezing of *Salvinia* (periphyton), col. C.E.M. Bicudo, S.M.M. Faustino & L.L. Morandi, 16-VIII-2000.

SP336344: Municipality of Pitangueiras, SP-322, km 368, reservoir, with *Nymphaea elegans*, squeezing of *Salvinia* (periphyton), col. C.E.M. Bicudo, S.M.M. Faustino & L.L. Morandi, 16-VIII-2000.

SP336345: Municipality of Pitangueiras, SP-322, km 368, reservoir, with *Nymphaea elegans*, squeezing of *Salvinia* (periphyton), col. C.E.M. Bicudo, S.M.M. Faustino & L.L. Morandi, 16-VIII-2000.

SP336347: Municipality of Itatinga, intersection of roads "Elesbão Gutierrez" and SP-280, main entrance to Itatinga, river, periphyton, col. L.L. Morandi & S.P. Schetty, 21-IX-2000.

SP336350: Municipality of Paraguaçu Paulista, SP-421, km 58, reservoir, with *Utricularia* and *Nitella* (Estância Riacho Doce), periphyton collected with plankton net, col. C.E.M. Bicudo, L.A. Carneiro & S.M.M. Faustino, 28-III-2001.

Sampling of plankton material was performed by using a 20 µm mesh nylon plankton net. Net was used as many times in the system's superficial layer (± 30 cm depth), as was needed to obtain a reasonable amount of material. Measure of such a 'reasonable amount' was taken by the naked eye according to the appearance of a greenish to greenish-brown mass that accumulated at the bottom of the collecting vial. Such a slimy mass is, in general, very rich in desmid material. Samplings were carried out at the littoral zone of both lotic and lentic systems, where there are usually plenty of attached aquatic plants, totally or partially submersed, making such environments natural plankton

traps.

Periphytic material was collected by manual squeezing of totally or partially submersed plants (bryophytes, pteridophytes, and phanerogams), and by the gathering of complete specimens or of submersed parts of emergent specimens.

Sample fixation and preservation was performed immediately after collection, in the field, with formaldehyde 3-5% aqueous solution. Immediate fixation aimed at preserving cell morphology as much as possible to that at the moment of collection. Concentration of material in the vial may cause acceleration of the cell division rate in certain species, especially in those of desmids and, consequently, production of many anomalous phenotypes because the alga has not got enough time to fully develop all its structures before undergoing a new division. Since apparent morphology is the basis for the sorting out of species, varieties, and taxonomic formae in *Octacanthium*, it is mandatory that such results of malformations be avoided and, if they occur, that they are not mistaken for regular expressions of the intra-population morphological variation spectrum.

All material studied is deposited at the Instituto de Botânica herbarium (SP). All information pertaining to the sampling localities obtained after installation of the BIOTA / FAPESP Program obligatorily followed the program's standard forms, and location of the collecting sites was defined by GPS.

RESULTS AND DISCUSSION

Octacanthium (Hansgirg) Compère

Nova Hedwigia 112: 502. 1996.

Basionym: *Arthrodesmus* Sect. *Octacanthium* Hansg., Arch. Naturw. Landes-durchforsch. Böhmen 6(6): 203. 1888.

Cells solitary, constricted at the midregion, isthmus narrow; semicells elliptic to subhexagonal, with 2 or 4 spines located usually 1, very seldom 2 at the tip of each prominent angle, when 2 in just 1 transverse plane, when 4 in 2 superimposed transverse planes; cell wall apparently smooth or clearly punctate, without facial median decoration. Chloroplasts not observed.

Type species: *Octacanthium octocorne* (Ralfs) Comp., Nova Hedwigia 112: 503, fig. 1-2. 1996 (= *Xanthidium octocorne* Ralfs, Brit. Desmidiaceae. 116, pl. 20, fig. 2a-e. 1848).

Genus *Octacanthium* was proposed by Compère (1996) who, in fact, erected to the genus level the former Sect. *Octacanthium* Hansg. of *Arthrodesmus* Ehr. ex Ralfs.

The genus name *Arthrodesmus* Ehr. ex Ralfs 1848 appeared for the first time in the literature in Ehrenberg (1836), in a list of synonyms, without description and/or diagnosis, as a mere etymologically advantageous synonym for

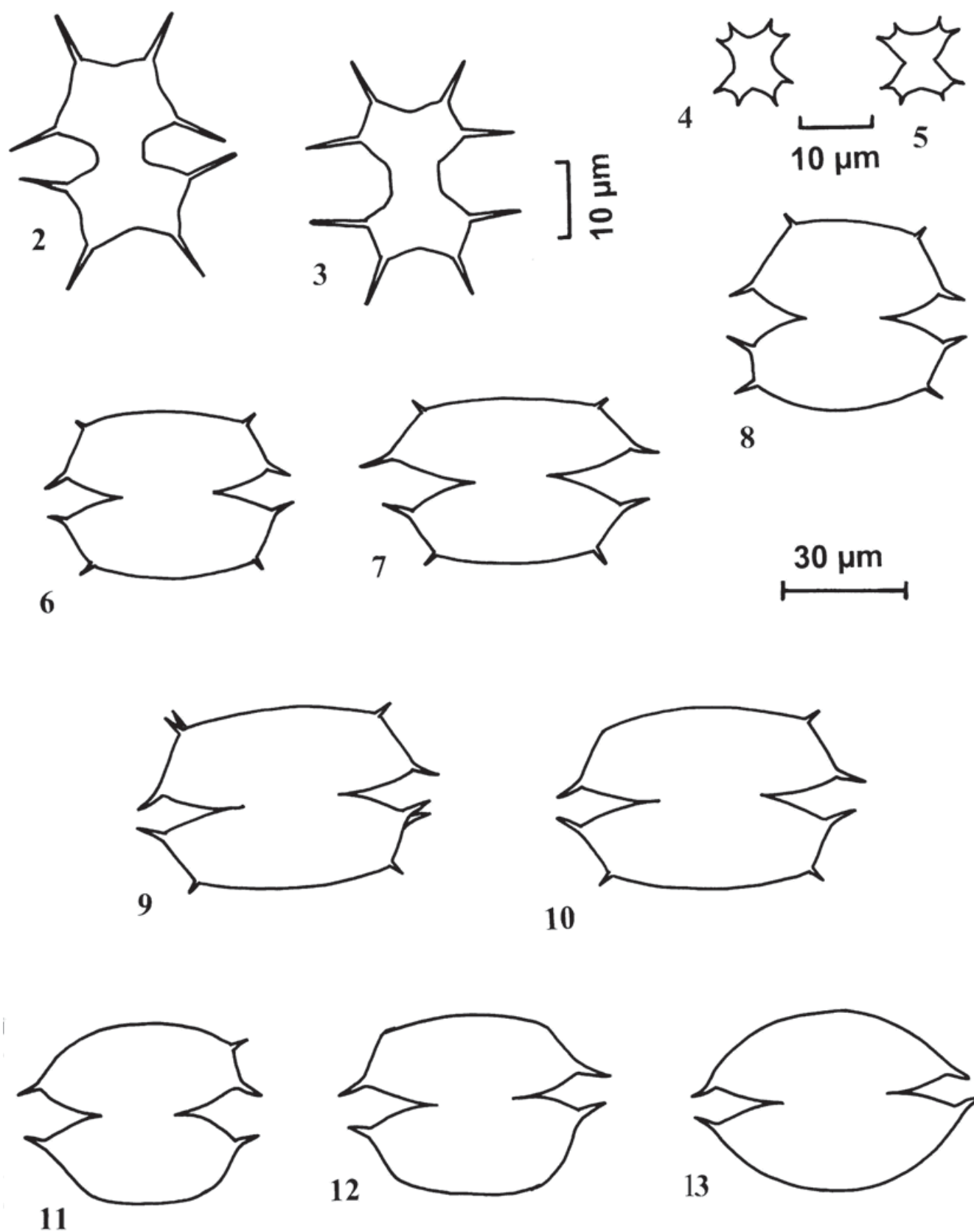


Fig. 2-3. *Octacanthium octocorne* (Rafes) Comp. var. *octocorne*.

Fig. 4-5. *Octacanthium bifidum* (Rafes) Comp. var. *bifidum* (de Bicudo & Azevedo, 1977).

Fig. 6-13. *Octacanthium mucronulatum* (Nordst.) Comp.

Scenedesmus Meyen 1829. The first formal description for *Arthrodesmus* is in Ehrenberg (1838). However, because Ralfs (1848) is the later starting point for the nomenclature of Desmidiaceae and included *Arthrodesmus* Ehr. 1838 among the synonyms of *Arthrodesmus* Ralfs, the date for the effective and valid publication of the genus name *Arthrodesmus* is 1848 and its authority may either be Ehrenberg 1838 ex Ralfs 1848 or simply Ralfs 1848. Anyway, *Arthrodesmus* Ralfs 1848 is a later homonym of *Arthrodesmus* Ehr. 1838 and, under this circumstance, it can no longer be used since it is an illegitimate name (Art. 53.1 of the St. Louis International Code of Botanical Nomenclature).

The genus *Arthrodesmus* Ehr. ex Ralfs 1848 was divided into four sections. All species classified in the Sect. *Arthrodesmus*, typical (= Sect. *Tetracanthium* Hansg.), were transferred to *Staurodesmus* Teil. 1948. Species of the Sect. *Ornatae* Bourr. ex C. Bic. & Azev. 1977 gave rise to the genus *Bourrellyodesmus* Comp. The species classified in Sect. *Octacanthium* Hansg. and Sect. *Polycanthium* Printz remained under the illegitimate name *Arthrodesmus* Ehr. ex Ralfs 1848, and had to be accommodated in another genus. Such species that summed up nine [*O. octocorne* (Ralfs) Comp., *O. bifidum* (Bréb.) Comp., *O. borgei* (Thom.) Comp., *O. controversum* (West & West) Comp., *O. japonicum* (Hir.) Comp., *O. longispinum* (Borge) Comp., *O. mucronulatum* (Nordst.) Comp., *O. sachlanii* (Scott & Presc.) Comp., and *O. trispinatum* (West & West) Comp.] were transferred to *Octacanthium* Comp. 1996.

Artificial key for identification of taxa studied:

- 1. Cells broader than long
.....*O. mucronulatum* var. *mucronulatum*
- 1. Cells as long as broad or longer than broad.....
..... 2
- 2. Cells X-shaped; isthmus extremely reduced, never subcylindrical
.....*O. bifidum* var. *bifidum*
- 2. Cells subtrapeziform to subhexagonal; isthmus elongate, subcylindrical.....
.....*O. octocorne* var. *octocorne*

Octacanthium bifidum* (Brébisson) Compère var. *bifidum

Nova Hedwigia 112: 503, fig. 3. 1996.(Fig. 4-5)

Basionym: *Arthrodesmus bifidus* Bréb., Mém. Soc. Imp. Sci. nat. Cherbourg 4: 135, pl. 1, fig. 19. 1856.

Synonym: *Xanthidium bifidum* (Bréb.) Defl., Bull. Soc. bot.

Fr. 76: 137. 1929; Mar. & Sophia, Hoehnea 24(1): 46, fig. 57. 1997.

Cells approximately as long as broad including the spines, X-shaped, moderately constricted at the mid-region; semicells lunate-elliptical to almost hexagonal, angles usually slightly curved upwards, 2-fid, emarginate, upper margin straight to slightly concave, basal margins straight to more or less convex, sinus open, somewhat rectangular; cell wall hyaline, smooth; apical view of semicell elliptical, 1 minute spine on each pole; chloroplasts axial, shape not known, 1 pyrenoid. Measurements: cell length (with spines) 22-25 µm, (without spines) not measured, breadth (with spines) 38-40 µm, (without spines) 24-28 µm, breadth of isthmus 11-12 µm.

In literature: Moji Guaçu (Marinho & Sophia, 1997: 46, fig. 57, as *Xanthidium bifidum* (Bréb.) Defl.), São Paulo (Bicudo & Azevedo, 1977: 54, as *Arthrodesmus bifidus* Bréb. var. *bifidus*).

Present study sample units in which the species was encountered: none.

Specimens collected in the state of São Paulo came from two localities, i.e. Açude do Jacaré, a small, artificial reservoir located at the Moji Guaçu Biological Reserve, municipality of Moji Guaçu, and from a pond located between km 74 and 75 of road SP-88, municipality of São Paulo. Populations studied were formed by just a few individuals each, which showed morphological variation regarding the isthmus, being more (fig. 5) or less (fig. 4) delimited, and also regarding the shape of the upper margin of semicell. In the first case (fig. 5), the isthmus is very well marked due to the basal margins of both semicells forming a more or less straight angle. In the second case (fig. 4), such an angle does not exist and the isthmus is not that much delimited, the sinus being just a curved, concave line that goes from the spine-bearing angle of one semicell to that of the opposite semicell. There is also variation in what respects the degree of curvature of the upper margin of semicells, which may be either shallower (fig. 5) or deeper (fig. 4).

Octacanthium mucronulatum* (Nordstedt) Compère var. *mucronulatum

Nova Hedwigia 112: 505, fig. 8-9. 1996.(Fig. 6-13)

Basionym: *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst., Vidensk. Meddr dansk naturh. Foren. Kjøbenhavn 1869(14-15): 232. 1869; 1887: pl. 4, fig. 58. 1887.

Synonyms: *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst. f. Borge, Ark. Bot. 1: 102, pl. 3, fig. 36. 1903.

Arthrodesmus mucronulatus Nordst.; Borge, Ark. Bot. 19(17): 36. 1925; Grönl., Acta Soc. Sci. fenn.: ser. B, 2(6): 23, fig. 179. 1945; C. Bic., Phycologia 14(3): 145, fig. 1-9. 1975.

Arthrodesmus convergens Ehr. f. Först.,
Hydrobiologia 23(3-4): 408, pl. 25, fig. 10. 1964.

Arthrodesmus hiatus Turn. f. *pentangularis* Först.,
Hydrobiologia 23(3-4): 408, pl. 25, fig. 11, pl. 48, fig. 3.
1964.

Cells 0.2-0.7 times broader than long without spines, deeply constrict at the mid-region; semicells elliptic-fusiform to hexagonal, upper margin variably convex, basal margin more or less angular, upper and lower angles with 1 short spine, upper ones usually mucronulate, sinus open, acute angled; cell wall hyaline, apparently smooth to finely punctate; apical view of semicell elliptic-fusiform, 1 sharp, short spine on each pole; chloroplasts furcoid, 2-centric. Measurements: cell length 22-38 µm, cell breadth (with spines) 30-52.3 µm, (without spines) 24-46.3 µm, breadth of isthmus 8-17.5 µm.

In literature: Aparecida, Arealva, Jaraçatiá, Moji Guaçu, Pinhal, Pontes Gestal, Registro, Ribeirão Preto, Sumaré, São Carlos (Bicudo & Azevedo, 1977: 36, as *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst. var. *mucronulatus*); Mococa, Tambaú (Bicudo, 1975: 145, as *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst. var. *mucronulatus*; Bicudo & Azevedo, 1977: 36, as *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst. var. *mucronulatus*).

Material studied in the following sample units: SP336350, SP336343, SP336344, SP336345, SP188219, and SP239097.

The material used for the original description of *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst. is Brazilian and was collected by Eugene Warming near by the town of Lagoa Santa, in the state of Minas Gerais, southeastern Brazil. According to its original description, *A. mucronulatus* has a short, simple spine tipping each lower angle of semicells and just a mucron at each upper angle (Nordstedt, 1869: 232). The original illustration of this species was published 17 years later (Nordstedt, 1887: pl. 4, fig. 58), together with all other illustrations of the 1869 paper and a few corrections to some figure captions.

Octacanthium mucronulatum (Nordst.) Comp. is a very polymorphic species. Strengthening Bicudo (1975), Bicudo & Azevedo (1977) observed great morphological variation within the species in the three sample units studied. Latter authors observed some specimens with a supernumerary spine on each side of semicell, contiguous and immediately below the regular spine of the upper angle, some other specimens with no spine at the upper angles in spite of the persistent angular projection at the place formerly occupied by the spine, and a few specimens in which there was a disappearance of both the spine usually located at the upper angles of semicells and the angular projection, resulting in an uniformly convex upper margin. In a very extreme condition, Bicudo & Azevedo (1977) observed the complete lack of the spines of the lower angles of the

semicells. Specimens with spines only at the lower angles of both semicells and upper margin of semicells broad and uniformly convex, could be easily taken for *Staurodesmus convergens* (Ehr. ex Ralfs) Teil.

Populations studied from Itatinga, Paraguaçu Paulista, Pitangueiras, Rio Claro, and São Paulo also showed considerable morphological variation, mainly in what concerns the lack of the spines of the upper angles of semicells (fig. 10-12) or the presence of supernumerary spines on the upper (fig. 9) and lower (fig. 9) angles of semicells. Also observed was the smoothing of the upper angle of semicells (fig. 11, 13) and the presence of an uniformly convex upper margin (fig. 13) which gives imperceptible continuation to the spines of the lower (now the only ones) angles of semicells.

Octacanthium octocorne* (Ralfs) Compère var. *octocorne

Nova Hedwigia 112: 503, fig. 3. 1996. (Fig. 2-3)

Basionym: *Xanthidium octocorne* Ralfs, Brit Desmidiaceae. 116, pl. 20, fig. 2a-e. 1848.

Synonyms: *Arthrodesmus octocornis* (Ralfs) Arch. in Pritch., Infusoria. 736, pl. 1, fig. 30. 1861.

Arthrodesmus octocornis Ehr.; Krieg., Ber. dt. bot. Ges. 63(2): 41. 1950.

Cells ca. 1.3 times longer than broad without spines, deeply constricted at the mid-region; semicells subtrapeziform to subhexagonal, upper and basal margins slightly concave, angles slightly rounded, tipped with 1 simple, straight spine, sinus broad, more or less circular; cell wall hyaline, smooth; apical view of semicell elliptic, 1 simple, straight spine on each rounded angle; chloroplasts and pyrenoids not observed. Zygospores globose to subglobose, furnished with a few, simple, straight spines, 8 of which are shown at the periphery; zygospore wall forming 1 thickening at the base of each spine. Measurements: cell length (with spines) 28-30 µm, (without spines) 16-18 µm, breadth (with spines) 24-25 µm, (without spines) 11-12 µm, breadth of isthmus ca. 5 µm; zygospores: diameter 25-32 µm (with spines), 14-17 µm (without spines).

In literature: Pirassununga (Borge, 1918: 40, as *Arthrodesmus octocornis* Ehr.); Atibaia, Lorena, São Paulo (Bicudo & Azevedo, 1977: 36, as *Arthrodesmus octocornis* Ehr. ex Arch. var. *octocornis*).

Material studied in the following sample units: SP188207 and SP336347.

Despite its worldwide geographical distribution, the species displays a rather small form variation. According to the literature, such a variation refers to the curvature of the upper and basal margins of semicells, the prominence of the spiny angles, the orientation and size of the angle spines, and to the lack of the spines of the lower angles of semicells.

Material from the state of São Paulo showed variation mainly of the isthmus, which was sometimes long and very much cylindrical (fig. 3) and some other times short and almost not cylindrical (fig. 2). It is also important to note the little metrical variation detected by Bicudo & Azevedo (1977) in the three populations they studied and which were collected from three different localities (Atibaia, Lorena, and São Paulo) in the state of São Paulo.

Material from the municipality of São Paulo, collected from a display of aquatic plants at the São Paulo Botanical Gardens, presented frequently zygospores.

CONCLUSIONS

The floristic survey of genus *Octacanthium* of the state of São Paulo allowed us to draw the following conclusions:

1. Identification of 3 taxa of *Octacanthium* [*O. bifidum* (Bréb.) Comp. var. *bifidum* as *Arthrodesmus bifidus* Bréb. and *Xanthidium bifidum* (Bréb.) Defl. var. *bifidum*, *O. octocorne* (Ralfs) Comp. as *Arthrodesmus octocornis* (Ralfs) Arch. and *Xanthidium octocorne* Ralfs, and *O. mucronulatum* (Nordst.) Comp. as *Arthrodesmus mucronulatus* Nordst.].
2. *Octacanthium mucronulatum* (Nordst.) Comp. is the species that presented the broadest geographical distribution in the state, occurring in 5 different municipalities.
3. Sexual reproduction was observed just once in *Octacanthium octocorne* (Ralfs) Comp. var. *octocorne*. This reinforces the statement that sexuality is of rare occurrence in nature in the Desmidiaceae.
4. The fairly great metric variability observed both in the material studied and in the literature proved the impossibility of using just measurements for identification of species and infraspecific taxa in the genus. Due to the high incidence of polymorphism mainly in *Octacanthium mucronulatum* (Nordst.) Comp., it is nearly impossible to precisely identify anomalous specimens of this species without a very careful population analysis. Polymorphism hides which characteristics are good for diagnosis and which ones are not. Consequently, a robust identification depends on a very cautious study of the greatest possible number of specimens.

ACKNOWLEDGEMENTS

Senior author is very grateful to FAPESP, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, for scholarship (Grant n° 99/07388-5); and junior author to CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Grant n° 304643/90-4) and FAPESP, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Grant n° 98/

04955-3) for partial financial support of research.

REFERENCES CITED

- Bicudo, C.E.M.** 1975. Polymorphism in the desmid *Arthrodesmus mucronulatus* and its taxonomic implications. *Phycologia* 14(3): 145-148, fig.1-9.
- Bicudo, C.E.M. & Azevedo, M.T.P.** 1977. Desmidióflórula paulista, 1: gênero *Arthrodesmus* Ehr. ex Ralfs emend. *Arch. Biolthca phycol.* 36: 1-105, fig. 1-73.
- Borge, O.** 1918. Die von Dr. A. Löfgren in São Paulo gessammelten Süßwasseralgen. *Ark. Bot.* 15(13): 1-108, pl. 1-8.
- Compère, P.** 1996. *Octacanthium* (Hansgirg) Compère, a new generic name in the Desmidiaceae. *Nova Hedwigia* suppl. 112: 501-507, fig. 1-11.
- Ehrenberg, C.G.** 1836. Synonyme zur Corda's Infusorien. *Arch. Naturgesch.* Berlin 2:185.
- Ehrenberg, C.G.** 1838. Die Infusionsthierchen als vollkommene Organismen: ein Blick in das tiefere Leben der Natur. Leopold Voss, Leipzig: Verlag von Leopold Voss. xxii + 1-547 p., pl. 1-64.
- Marinho, M.M. & Sophia, M.G.** 1997. Desmidióflórula do Açude do Jacaré, Município de Mogi-Guaçu, SP, Brasil. *Hoehnea* 24(1): 37-53, fig. 1-57, tab. 1.
- Nordstedt, C.F.O.** 1869. 18 Fam. Desmidiaceae. In: Warming, E. (ed.) *Symbolae ad floram Brasiliae centralis cognoscendam*. Vidensk. Meddr dansk naturh. Foren. Kjöbenhavn 1869(14-15): 195-234.
- Nordstedt, C.F.O.** 1887. 18 Fam. Desmidiaceae. In: Warming, E. (ed.) *Symbolae ad floram Brasiliae centralis cognoscendam*. Vidensk. Meddr dansk naturh. Foren. Kjöbenhavn 1887: 233-234, pl. 2-4.
- Ralfs, J.** 1848. The British Desmidiaceae. London: Reeve, Benham and Reeve. P. xxii + 1-226, pl. 1-35.

Title: Genus *Octacanthium* (zygnemaphyceae, desmidiaceae) in the state of São Paulo, Brazil

Authors: Sílvia Maria Mathes Faustino & Carlos E. de M. Bicudo

Biota Neotropica, Vol. 3 (number 1): 2003
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00303012003>

Date Received 01/05/2003 Revised 02/15/2003
 Accepted 03/07/2003

ISSN 1676-0611

GÊNEROS DE HYDRADEPHAGA (COLEOPTERA: DYTISCIDAE, GYRINIDAE, HALIPLIDAE, NOTERIDAE) CITADOS PARA O BRASIL, COM CHAVES PARA IDENTIFICAÇÃO.

Cesar João Benetti¹
Juan Antonio Régil Cueto²
Gelson Luiz Fiorentin³

Biota Neotropica v3 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?identification-key+BN00803012003>

Recebido em: 14/02/2003

Publicado em: 26/03/2003

1. Departamento de Ecología y Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo. 36200 - Vigo, Espanha.
e-mail: cjbenetti@uvigo.es
2. Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de León. 24071 - León, Espanha
3. Laboratório de Entomologia, Centro de Ciências da Saúde, UNISINOS. CP 275 - 93001-970 São Leopoldo, RS

Abstract

The Brazilian fauna of adepagus beetles (Hydradephaga) comprised by the families Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae and Noteridae is represented by 47 genera and 496 species. We present a list of genera and respective number of species occurring in the Brazilian fauna. Identification keys are also provided for the genera of the families Dytiscidae, Gyrinidae and Noteridae. (Haliplidae is represented only by *Haliplus*).

Key-words: Keys, Genera, Hydradephaga, Brasil

Resumo

A fauna brasileira de coleópteros adéfagos aquáticos (Hydradephaga) formada pelas famílias Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae e Noteridae está representada por 48 gêneros e 497 espécies. Neste trabalho é apresentada uma listagem de gêneros e respectivo número de espécies citadas para a fauna brasileira. Também são fornecidas chaves para identificação dos gêneros das famílias Dytiscidae, Gyrinidae e Noteridae. (Haliplidae está representada somente por *Haliplus*).

Palavras-chave: Chaves, Gêneros, Hydradephaga, Brasil

<http://www.biotaneotropica.org.br>

Introdução

Os coleópteros da subordem Adephaga de hábitos majoritariamente aquáticos são correntemente denominados Hydradephaga. Para o Brasil esta fauna está constituída por quatro famílias, que segundo Lawrence & Newton (1995), integram duas superfamílias: Dytiscoidea, formada por Dytiscidae, Haliplidae e Noteridae e Gyrinoidea, formada por Gyrinidae.

O estudo destes coleópteros no Brasil é, até o momento, muito precário na maioria dos grupos. Somente em alguns gêneros há revisões, porém o estudo das espécies de muitas regiões segue sendo inexistente ou muito pontual. Argentina é, provavelmente, o país sul-americano em que há mais estudos nesta fauna, ainda que sejam precários em muitos grupos. O conhecimento das espécies que ocorrem no Brasil, é na sua maioria por descrições ou citações de espécies, feitas na sua quase totalidade até a metade do século XX, a partir de coletas pontuais.

De forma especial há que destacar alguns autores, como Guignot, Zimmermann e sobretudo Ochs que publicou um grande número de trabalhos sobre espécies de Gyrinidae com fauna do Brasil, inclusive de regiões pouco estudadas como Amazônia.

Em anos mais recentes autores como Spangler, Young e Biström, ou os argentinos Bachmann, Trémouilles e Grosso estudaram alguns grupos da fauna neotropical, e publicaram revisões de gêneros e outros estudos taxonômicos.

No Brasil são poucos os trabalhos recentes, destacando-se os estudos de estádios larvais (Ferreira-Jr., 1993; 1995 e 2000) ou estudos faunístico-ecológicos (Ferreira-Jr. et al., 1998; Benetti et al., 1998).

Desta forma o presente trabalho pretende dar uma contribuição ao conhecimento desta fauna, aportando dados revisados e atualizados sobre os gêneros conhecidos e citados para o país, o número de espécies de cada um e uma chave para identificação destes gêneros.

Material e Métodos

A listagem de gêneros e espécies foi obtida a partir de uma completa análise de conteúdos realizada através de revisão bibliográfica, considerando todos os trabalhos publicados com descrições de taxons ou citações para o território nacional e catálogos de espécies.

As chaves foram elaboradas a partir de observações feitas com exemplares capturados em Gramado, Rio Grande do Sul, para a tese doutoral do autor; exemplares capturados na Amazônia Central e material depositado na Coleção de

Invertebrados do Inpa e na Coleção Científica do Laboratório de Entomologia da Unisinos, RS. Os caracteres utilizados na construção da chave são próprios ou modificados dos seguintes autores: Régimbart (1902), Ochs (1935), Pederzani (1995), Trémouilles et al. (1995) e Miller (2000, 2001 e 2002).

Resultados e Discussão

A fauna de Hydradephaga do Brasil está representada, até o momento, por 497 espécies distribuídas em 48 gêneros de quatro famílias: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae e Noteridae.

Na lista oficial de gêneros não são consideradas as citações para Brasil do gênero *Leuronectes* Sharp, 1882 (Dytiscidae), pois foi comprovado que a espécie *Leuronectes curtula* Régimbart, 1899 citada por Blackwelder (1944) para Brasil, se refere a uma interpretação errônea do “locus tipo” da espécie “San Pablo”, Argentina interpretado como sendo “São Paulo”, Brasil. O exame correto esclarece o erro, já que na etiqueta consta “San Pablo Tucumán”, portanto, Argentina. Trémouilles (2000) cita esta espécie para o Brasil, por transcrição de Blackwelder (1944), por isso esta citação também é considerada inválida.

Também não é considerada a citação de *Andogyrus ellipticus* (Brullé, 1838) (Gyrinidae) para o Brasil, feita por Blackwelder (1944), mencionado como localidade tipo. O exame correto e a análise do publicado por Régimbart (1903) e Ochs (1948), esclarece que o “locus tipo” é Chile, sendo a citação para Brasil considerada como não válida; por isso não se inclui o gênero *Andogyrus* Ochs, 1924 na listagem da fauna brasileira.

O número total de espécies destas famílias para a fauna brasileira não é exato, já que há dúvidas com relação a validade de algumas citações de espécies em diferentes gêneros. Como o estudo desta fauna no Brasil está todavia muito fragmentado e incompleto seria necessária uma revisão de cada um dos gêneros para que se aclarassem muitas dúvidas. Seguramente o estudo da fauna da maioria das regiões do Brasil, tais como Amazônia, fará com que a lista de espécies aumente de forma considerável.

Gêneros de Hydradephaga (Coleoptera) citados para o Brasil

Relação das famílias, subfamílias, tribos, gêneros e subgêneros de Hydradephaga e o número de espécies presentes no território nacional.

Haliplidae Kirby, 1837

Haliplus Latreille, 1802 (Figura 01)

H. (Liaphlus) 6 espécies



Figura 01 - *Haliplus* sp. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.

Gyrinidae Thomson, 1860

Enhydrinae Régimbart, 1882

Enhydrus Laporte, 1834

2 espécies

Gyrininae Régimbart, 1882

Gyrinini Régimbart, 1882

Gyrinus Müller, 1764 (Figura 02)

G. (Neogyrinus) 10 espécies

G. (Oreogyrinus) 1 espécie

Orectochilinae Régimbart, 1882

Gyretes Brullé, 1834 (Figura 03)

120 espécies



Figura 02 – Vista dorsal de *Gyrinus (Neogyrinus) violaceus* Régimbart, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS



Figura 03 – Vista dorso-lateral de *Gyretes dorsalis* Brullé, 1838. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS

Noteridae Thomson, 1860

Noterinae Thomson, 1860

Hydrocanthini Sharp, 1882

Canthydrus Sharp, 1882

C. (Liocanthydrus) 3 espécies

Hydrocanthus Say, 1823 (Figura 04)

H. (Guignocanthus): 3 espécies

H. (Hydrocanthus) 4 espécies

Suphisellus Crotch, 1873 (Figura 05)

36 espécies

Noterini Thomson, 1860

Siolius Balfour-Brown, 1969

2 espécies



Figura 04 – Vista dorsal de *Hydrocanthus* (*Hydrocanthus*) *paraguayensis* Zimmermann, 1928. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.



Figura 05 – Vista dorsal de *Suphisellus subsignatus* (Sharp, 1882). Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

Noterini Thomson, 1860

Siolius Balfour-Brown, 1969

2 espécies

Noteridae Thomson, 1860

Mesonotus Sharp, 1882 ((Figura 06)

3 espécies

Notomicrus Sharp, 1882

4 espécies

Pronotus Sharp, 1882 (Figura 07)

1 espécie



Figura 06 – Vista dorsal de *Mesonotus laevicollis* Sharp, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.



Figura 07 – Vista dorsal de *Pronotus punctipennis* Sharp, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

Suphisini Sharp, 1882

Suphis Aubé, 1836



Figura 08 – Vista dorsal de *Suphis* sp. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Camaquã, RS.

9 espécies

Dytiscidae Leach, 1815

Hydroporinae Aubé, 1836

Bidessini Sharp, 1882

Anodocheilus Babington, 1841(Figura 09)



Figura 09 – Vista dorsal de *Anodocheilus maculatus* Babington, 1841. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

10 espécies

Bidessodes Régimbart, 1900(Figura 10)



Figura 10 – Vista dorsal de *Bidessonotus truncatus* J. Balfour-Browne, 1947. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

B. (Bidessodes) 8 espécies

B. (Hughbosdineus) 2 espécies

B. (Youngulus) 1 espécie

Bidessonotus Régimbart, 1895

7 espécies

Brachyvatus Zimmermann, 1919

3 espécies

Gramadessus Benetti & Régil (no prelo)

1 espécie

Hemibidessus Zimmermann, 1921(Figura 11)



Figura 11 – Vista dorsal de *Hemibidessus plaumanni* Gschwendtner, 1935. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

4 espécies

Hypodessus Guignot, 1939

2 espécies

Liodessus Guignot, 1939 (Figura 12)



Figura 12 – Vista dorsal de *Liodessus affinis* (Say, 1823). Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

9 espécies

Microdessus Young, 1967

1 espécie

Neobidessus Young, 1967 (Figura 13)



Figura 13 – Vista dorsal de *Neobidessus spangleri* Young, 1977. a partir de exemplares coletados no municípios de Presidente Figueiredo, AM

13 espécies

Uvarus Guignot, 1939

1 espécie

Hydroporini Aubé, 1836

Laccornellus Roughley & Wolfe, 1987

(Figura 14)



Figura 14 – Vista dorsal de *Laccornellus lugubris* (Aubé, 1838). Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

1 espécie

Hydrovatini Sharp, 1882

Hydrovatus Motschulsky, 1853 (Figura

15)



Figura 15 – Vista dorsal de *Hydrovatus caraibus* Sharp, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

2 espécies

Queda Sharp, 1882

3 espécies

Hyphyrini Sharp, 1882

Desmopachria Babington, 1841(Figura 16)



Figura 16 – Vista dorsal de *Desmopachria* (*Pachiridis*) *aureus* Young, 1980. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

D. (Desmopachria) 17 espécies

D. (Hintonella) 3 espécies

D. (Nectoserrula) 1 espécie

D. (Pachiridis) 3 espécies

D. (Pachriodesma) 2 espécies

D. (Pachriostrix) 6 espécies

D. (Portmania) 5 espécies

Pachydrus Sharp, 1882

3 espécies

Methlini Branden, 1884

Celina Aubé, 1837 (Figura 17)



Figura 17 – Vista dorsal de *Celina aculeata* Aubé, 1838. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

19 espécies

Vatellini Sharp, 1882

Derovatellus Sharp, 1882 (Figura 18)



Figura 18 – Vista dorsal de *Derovatellus* (*Derovatellus*) *lentus* (Wehncke, 1876). Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

D. (Derovatellus) 1 espécie

Macrovatellus Sharp, 1882 (Figura 19)



Figura 19 – Vista dorsal de *Macrovatellus marginalis* Sharp, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

6 espécies

Hydroporinae - **Incertae sedis**

Amarodytes Régimbart, 1900

6 espécies

Hydrodessus Balfour-Browne, 1953

(Figura 20)



Figura 20 - Vista dorsal de *Hydrodessus surinamensis* Young, 1970. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Presidente Figueiredo, AM

5 espécies

Laccophilinae Gistel, 1856

Laccodytes Régimbart, 1895

(Figura 21)



Figura 21 - Vista dorsal de *Laccodytes* sp. a partir de exemplares coletados no município de Manaus, AM

2 espécies

Laccophilus Leach, 1817

(Figura 22)

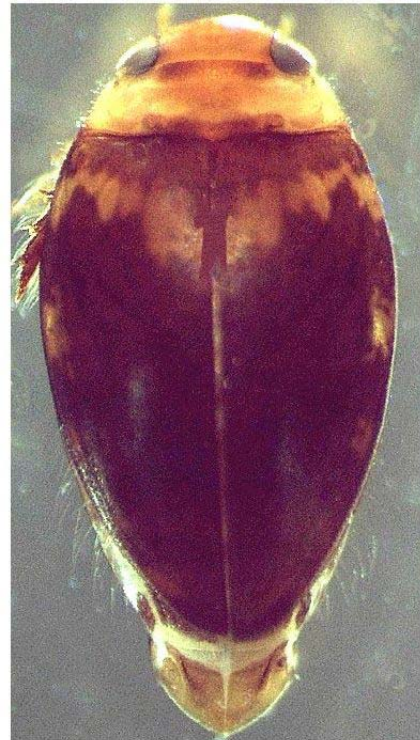


Figura 22 - Vista dorsal de *Laccophilus ovatus* Sharp, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

47 espécies

Hydrodytinae Miller, 2001

Hydrodytes Miller, 2001

2 espécies

Microhydrodytes Miller, 2002

1 espécie

Copelatinae Branden, 1884

Agaporomorphus Zimmermann, 1921

5 espécies

Aglymbus Sharp, 1882

5 espécies

Copelatus Erichson, 1832

(Figura 23)



Figura 23 – Vista dorsal de *Copelatus incognitus* Sharp, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

39 espécies

Agabinae Thomson, 1867

Agabini Thomson, 1867

Platynectes Régimbart, 1879

(Figura 24)



Figura 24 - Vista dorsal de *Platynectes* sp. a partir de exemplares coletados no município de Manaus, AM

P. (Platynectes) 5 espécies

Colymbetinae Erichson, 1837

Colymbetini Erichson, 1837

Rhantus Dejean, 1833 (Figura

25)



Figura 25 - Vista dorsal de *Rhantus (Rhantus) signatus signatus* (Fabricius, 1775). Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

R. (Rhantus) 5 espécies

Lancetinae Branden, 1885

Lancetes Sharp, 1882

1 espécie

Dytiscinae Leach, 1815

Aciliini Thomson, 1867

Thermonectus Dejean, 1833

(Figura 26)



Figura 26 - Vista dorsal de *Thermonectus marginegutathus* (Aubé, 1838). Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

11 espécies
 Aubehydrini Guignot, 1942
 Notaticus Zimmermann, 1928
 1 espécie
 Cybistrini Sharp, 1882
 Cybister Curtis, 1827
 C. (Meganectes) 2 espécies
 Megadytes Sharp, 1882 (Figura

27)



Figura 27 - Vista dorsal de *Megadytes (Megadytes) fraternus* Sharp, 1882. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

M. (Megadytes) 5 espécies
M. (Bifurcitus) 3 espécies
M. (Trifurcitus) 6 espécies
M. (Paramegadytes) somente

M. glaucus (Brullé)

Hydaticini Sharp, 1882

Hydaticus Leach, 1817 (Figura

28)



Figura 28 - Vista dorsal de *Hydaticus (Guignotites) palliatus* Aubé, 1838. Foto de Benetti, C. J., a partir de exemplares coletados no município de Gramado, RS.

H. (Guignotites) 6 espécies
H. (Hydaticinus) 1 espécie

*Chaves de identificação de gêneros de Hydradeephaga (Coleoptera) citados para o Brasil***Haliplidae**Somente *Haliphus***Gyrinidae**

1. Élitros com pubescência lateral, sem fileiras de pontos (**Fig.29**). Escutelo não visível. Último segmento abdominal alongado, cônico e de aspecto triangular.....**Orectochilinae, Gyretes**
- 1' Élitros glabros, normalmente com 11 fileiras de pontos. Escutelo visível. Último segmento abdominal obtuso, arredondado, não alongado2
2. Coxas posteriores mais largas na parte interna que na externa. A área côncava é mais estreita que a convexa. Asas metasternais em forma de triângulo. 17 a 22 mm**Enhydrinae, Enhydrus**
- 2' Coxas posteriores mais largas na parte externa que na interna (**Fig.30**). Asas metasternais estreitas e alongadas. 3,0 a 9,0 mm**Gyrininae, Gyrinus**

Noteridae

1. Tíbia anterior dilatada além da base dos tarsos com uma franja de espinhos marginais e com um esporão robusto e curvo (**Fig.31**). Processo prosternal truncado atrás4
- 1' Tíbia anterior não dilatada além da base dos tarsos, sem espinhos e um esporão apical, ou com um espinho curto e débil (**Fig.32**). Processo prosternal arredondado atrás (**Fig.33**)[**Notomicrini**]...2
2. Tíbia anterior sem espinhos; fêmures posteriores com um pequeno tufo de cerdas longas no ângulo apical. Bordas da placa ventral não marginadas, tamanho inferior a 1,6 mm**Notomicrus**
- 2' Tíbia anterior com uma espinho pequeno e débil; fêmures posteriores sem um tufo de cerdas largas no ângulo apical, ou somente com umas poucas cerdas isoladas, tamanho superior a 1,75 mm.3
3. Tíbias anteriores triangulares (**Fig.34**), placa ventral alargada anteriormente.....**Pronoterus**
- 3' Tíbias anteriores delgadas, paralelas (**Fig.35**), placa ventral estreitada anteriormente.....**Mesonoterus**
4. Forma do corpo muito alargada e convexa, quase esférica (**Fig.36**). Ápice dos élitros ligeiramente pontiagudo (**Fig.37**). Margem posterior da lâmina ventral quase reta, com duas indentações simétricas situadas a cada lado de sua linha média.....[**Suphisini**], **Suphis**
- 4' Corpo de forma alongada, oval, não esférico, acuminado atrás. Margem posterior da lâmina ventral com uma indentação mediana.....5
5. Margem interna do fêmur posterior com uma franja submarginal de cerdas curtas, porém sem penacho de cerdas no ângulo apical (**Fig.38**).....[**Noterini**], **Siolius**
- 5' Margem interna do fêmur posterior com uma franja submarginal de cerdas curtas e com um penacho de cerdas no ângulo apical.....[**Hydrocanthini**]...6
6. Processo prosternal quase tão largo como longo (**Fig.39**), no ápice com o triplo da largura da base; pronoto completamente marginado por um sulco.....**Hydrocanthus**
- 6' Processo prosternal não tão largo como longo (**Fig.40**), no ápice com o dobro da largura da base.....7
7. Bordas laterais do pronoto totalmente marginadas por um sulco que alcança a borda anterior.....**Canthydrus**
- 7' Bordas laterais do pronoto não inteiramente marginadas (**Fig.41**), com um sulco que não alcança a borda anterior.....**Suphisellus**

Dytiscidae

1. Escutelo não visível2
 1'. Escutelo visível4
2. Protarsômeros masculinos 1-3 dilatados, com cerdas adesivas ventrais e com ápices circulares em forma de ventosa; comprimento do corpo geralmente maior que 6.5 mm; élitros marrom escuros com uma banda transversal mais clara (Fig.42).....**Dytiscinae; Aubehydrini, Notaticus**
 2' Protarsômeros masculinos 1-3 não dilatados, sem cerdas adesivas ventrais e com ápices ovais sem ventosas; comprimento do corpo menor que 6.5 mm; desenho elitral diferente do anterior3
3. Prosterno fortemente deprimido, com processo prosternal situado em plano distinto da porção anterior de prosterno; metatarsômeros 1-4 não lobulados na margem postero-apical**Hydroporinae (1)...**6
 3' Prosterno não fortemente deprimido, com processo prosternal no mesmo plano que a porção anterior do prosterno; metatarsômeros 1-4 fortemente lobulados na margem postero-apical**Laccophilinae...**25
4. Élitros acuminados posteriormente; tergito VIII fortemente acuminado, na forma de espinho apical (Fig.43); protarsos pseudotetrâmeros em ambos sexos**Hydroporinae, Methlini, Celina**
 4' Élitros não acuminados posteriormente; tergito VIII não acuminado; protarsos pentâmeros em ambos sexos.....5
5. Olhos marginados ântero-lateralmente (Fig.44); machos com a superfície ventral dos pro- e mesotarsômeros expandida e com cerdas adesivas, porém não unidas formando uma ventosa oval ou arredondada (Fig.45)26
 5' Olhos não marginados ântero-lateralmente; machos com a superfície ventral dos pro- e mesotarsômeros expandida e com cerdas adesivas formando uma ventosa oval ou arredondada (Fig.46)**Dytiscinae...**33
6. Metaepisterno separado das mesocoxas pelo mesoepímero; prosterno separado do metasterno (Fig.47)**Vatellini...**12
 6' Metaepisterno em contato com as mesocoxas; prosterno em contato com o metasterno (Fig.48)7
7. Unhas metatarsais desiguais em comprimento, a externa mais curta que a interna..... **Hyphydrini...**13
 7' Unhas metatarsais iguais ou quase iguais em comprimento8
8. Cavidades metacoxais separadas; processo metacoxal dividido em três porções por duas excavações laterais, formando uma área mediana deprimida e um lóbulo lateral de cada lado que se estende à cavidade metacoxal , cobrindo a base do trocânter (Fig.49)**Hydrovatini...**14
 8' Cavidades metacoxais não separadas; processo metacoxal não dividido, com ou sem os lóbulos laterais cobrindo a base do trocânter (Fig.50)9
9. Processo metacoxal situado em plano diferente ao do segmento abdominal adjacente, com os lóbulos laterais estendidos sobre as cavidades metacoxais e base do trocânter. Base do metafêmur em contato com o processo metacoxal (Fig.51) **Hydroporini, Laccornellus**
 9' Processo metacoxal situado no mesmo plano ao do segmento abdominal adjacente, sem lóbulos laterais estendidos sobre as cavidades metacoxais e base do trocânter10
10. Parâmeros bissegmentados (Fig.52)**Bidessini...**15
 10' Parâmeros com um segmento (Fig.53)11
11. Pronoto com estria basal conectada a um sulco transversal irregular**Amarodytes**
 11' Pronoto sem estria basal conectada a um sulco transversal**Hydrodessus**
12. Mesosterno grande, claramente visível a cada lado do processo prosternal; comprimento total do corpo: 5,0-8,0 mm.....**Macrovatellus**
 12' Mesosterno pequeno, não visível; largura pronotal máxima na base, comprimento total do corpo: 3,8 - 4,1 mm**Derovatellus**

13. Processo prosternal alargado, ápice obtuso; mesocoxas separadas por aproximadamente a largura de uma coxa; labro não visível dorsalmente	<i>Pachydrus</i>
13' Processo prosternal muito agudo, ápice bifurcado; mesocoxas separadas por quase a metade da largura de uma coxa; labro visível dorsalmente	<i>Desmopachria</i>
14. Incisões metacoxais mais curtas longitudinalmente que transversalmente (Fig.54); corpo não acuminado posteriormente; machos sem aparelho estridulador ventral; labro encoberto (Fig.55)	<i>Queda</i>
14' Incisões metacoxais mais longas longitudinalmente que transversalmente (Fig.49); corpo acuminado posteriormente; machos com ou sem aparelho estridulador ventral; labro visível, em parte, na região ventral	<i>Hydrovatus</i>
15. Cabeça com estria cervical transversal entre as margens posteriores dos olhos (Fig.56a)	16
15' Cabeça sem estria cervical (Fig.56b)	21
16. Epipleura escavada na base e limitada posteriormente por uma quilha oblíqua	17
16' Epipleura com a base escavada ou não, porém sem quilha oblíqua	18
17. Clípeo com dois tubérculos marginais evidentes	<i>Brachyvatus</i>
17' Clípeo com uma depressão marginal	<i>Hemibidessus</i>
18. Élitros com quilha sublateral; pontuação dorsal grossa, formando fileiras; pontuação ventral também grossa.....	<i>Anodocheilus</i>
18' Élitros sem quilha sublateral, pontuação dorsal e ventral fina a moderadamente grossa	19
19. Protarsos com cinco tarsômeros (Fig.57a); mesotíbias fortemente curvadas	<i>Bidessonotus</i>
19' Protarsos pseudotetrâmeros, quarto tarsômero pequeno e coberto pelos lóbulos do terceiro segmento (Fig.57b); mesotíbias retas	20
20. Élitros com estria acessória de pontos entre a estria elital principal e a sutura	<i>Neobidessus</i>
20' Élitros sem estria acessória (Fig.58)	<i>Liodessus</i>
21. Estrias pronotais reduzidas ou ausentes. Último esternito abdominal visível e marginado apicalmente.....	<i>Hypodessus</i>
21' Estrias pronotais bem desenvolvidas (Fig.59). Último esternito abdominal visível mas não marginado apicalmente.....	22
22. Élitros sem estria basal	23
22' Élitros com estria basal	24
23. Processo prosternal não marginado, ápice arredondado, truncado ou lanceolado (Fig.60); epipleuras escavadas na base, linhas metacoxais paralelas	<i>Bidessodes</i>
23' Processo prosternal marginado, ápice afilado; epipleuras não escavadas na base, linhas metacoxais divergentes anteriormente	<i>Gramadessus</i>
24. Edeago muito modificado, com vários processos apicais (Fig.61)	<i>Microdessus</i>
24' Edeago simples, sem processos apicais (Fig.62).....	<i>Uvarus</i>
25. Espinho metatibial bifurcado no ápice	<i>Laccophilus</i>
25' Espinho metatibial simples	<i>Laccodytes</i>
26. Ápice dos élitros sinuoso ou truncado (Fig.63)	<i>Lancetinae, Lancetes</i>
26' Ápice dos élitros normal, não sinuoso nem truncado	27
27. Fêmur posterior com uma fileira linear de cerdas situadas no ângulo posterior externo (Fig.64).....	<i>Agabinae, Platynectes</i>

- 27' Fêmur posterior sem fileira linear de cerdas com essa disposição.....28
28. Unhas metatarsais desiguais em comprimento, sendo a anterior mais curta**Colymbetinae, Rhantus**
- 28' Unhas metatarsais iguais ou subiguais em comprimento; se desiguais, com a posterior levemente mais curta.....29
29. Cerdas natatórias dos metatarsos ausentes em ambos sexos, espermateca não reduzida, apódema anterior das gonocoxas presente.....**Hydrodytinae ...30**
- 29' Cerdas natatórias dos metatarsos presentes em ambos sexos ou somente em machos, espermateca reduzida, apódema anterior das gonocoxas ausente.**Copelatinae...31**
30. Superfície dorsal brilhante, sem pontuação ou com pontos pequenos e indistintos. Tamanho superior a 2,5 mm.....**Hydrodytes**
- 30' Superfície dorsal sem brilho, opaca, com pontuação clara e distinta sobre os élitros. Tamanho inferior a 2,2 mm.....**Microhydrodytes**
- 31 Sem linhas metacoxais**Aglymbus**
- 31' Com linhas metacoxais (**Fig.65**)32
32. Pronoto sem borda lateral, ou com uma borda pouco aparente; comprimento geralmente inferior a 3 mm**Agaporomorphus**
- 32' Pronoto com uma borda lateral estreita porém distinta; comprimento geralmente superior a 3 mm**Copelatus**
33. Espinhos metatibiais similares em forma. Protarsos dos machos transformados em uma paleta arredondada, ápice das cerdas adesivas ventrais arredondado, em forma de ventosa34
- 33' Com um espinho metatibial grande e fortemente dilatado, e outros mais curtos e não dilatados. Protarsos dos machos transformados em uma paleta transversal de forma oval; ápice das cerdas adesivas ventrais não arredondado ou em forma de ventosa**Cybistrini..35**
34. Espinho metatibial com ápice bifido.....**Aciliini, Thermonectus**
- 34' Espinho metatibial com ápice simples**Hydaticini, Hydaticus**
35. Com duas unhas metatarsais iguais ou quase iguais em ambos os sexos, ou fêmeas com a unha interna mais curta que a externa**Megadytes**
- 35' Com somente uma unha metatarsal em ambos os sexos, ou fêmeas com uma segunda unha muito reduzida.....**Cybister**

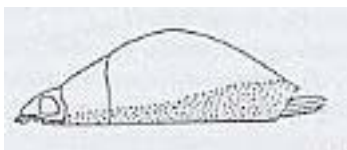


Figura 29 - Vista lateral de Gyretes sp. Modificada de Tremouilles et al 1995.



Figura 30 - Coxa posterior de Gyrinus sp. Modificada de Tremouilles et al 1995.



Figura 31 - Tíbia anterior de Hydrocanthus sp. Modificada de Pederzani, 1995.

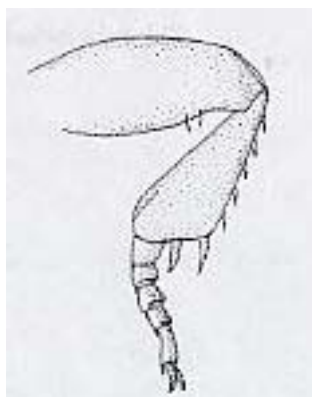


Figura 32 - Tíbia anterior de Notomicrus sp. Modificada de Pederzani, 1995.



Figura 33 - Processo prosternal de Pronoterus punctipennis Sharp, 1882. Figura de Benetti, C.J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.



Figura 34 - Tíbias anteriores de Pronoterus punctipennis Sharp, 1882. Figura de Benetti, C.J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.



Figura 35 - Tíbias anteriores de Mesonoterus laevicollis Sharp, 1882. Figura de Benetti, C.J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.

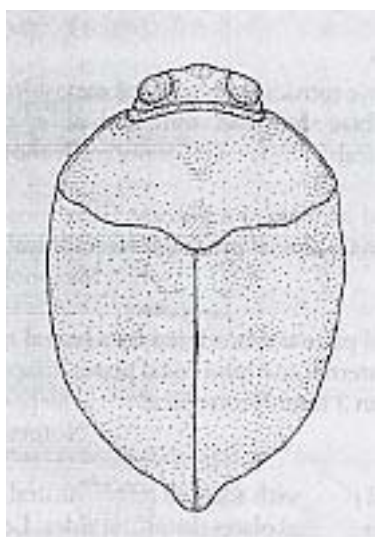


Figura 36 - Vista dorsal de Suphis sp. Modificada de Pederzani, 1995



Figura 39 - Processo prosternal de Hydrocanthus sp. Modificada de Tremouilles et al 1995



Figura 40 - Processo prosternal de Suphisellus sp. Modificada de Tremouilles et al 1995



Figura 37 - Élitro direito de Suphis notaticollis Zimmermann, 1921. Figura de Benetti, C.J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.



Figura 41 - Pronoto de Suphisellus sp. Modificada de Tremouilles et al 1995



Figura 38 - Fêmur posterior de Noterus sp. Modificada de Pederzani, 1995

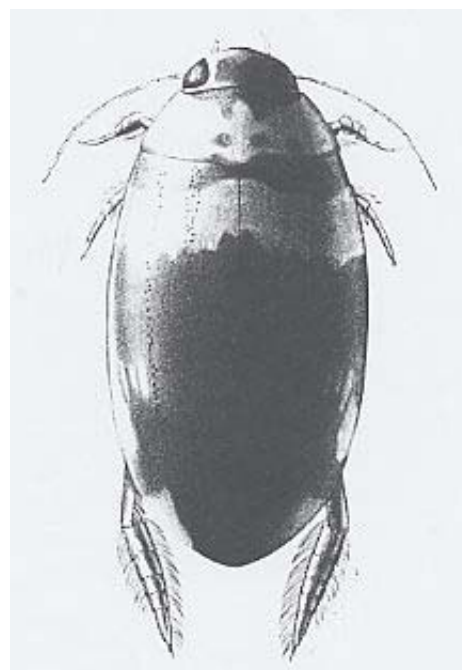


Figura 42 - Vista dorsal de Notaticus fasciatus Zimmermann, 1928. Modificada de Spangler, 1973.

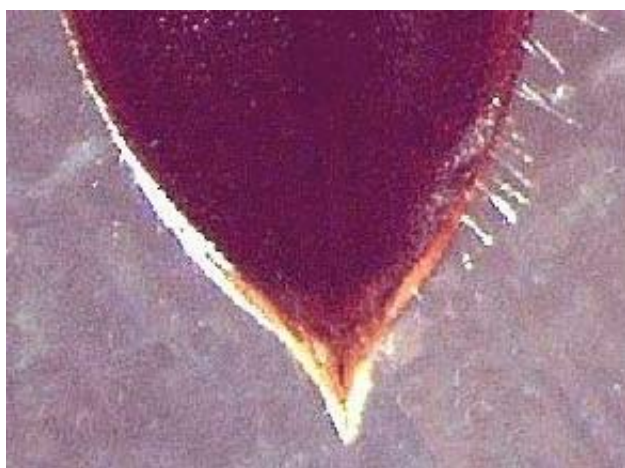


Figura 43 - Extremo apical dos élitros de *Celina aculeata* Aubé, 1838. Figura de Benetti, C.J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.



Figura 44 - Vista latero-marginal da cabeça de um exemplar hipotético de Colymbetinae. Modificada de Tremouilles et al 1995



Figura 45 - Protarsos de *Rhantus* sp. Modificada de Tremouilles et al 1995



Figura 46 - Protarsos de *Megadytes* sp. Modificada de Tremouilles et al 1995



Figura 47 - Vista ventral anterior direita de *Macrovatellus* sp. Modificada de Tremouilles et al 1995

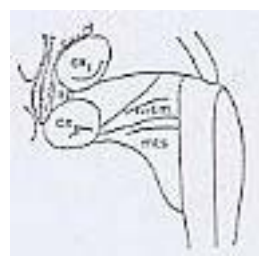


Figura 48 - Vista ventral anterior direita de *Desmopachria* sp. Modificada de Tremouilles et al 1995

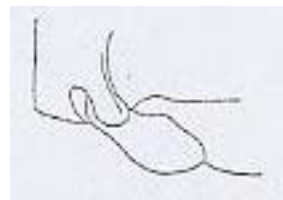


Figura 49 - Processo metacoxal de *Hydrovatus villiersi* Guignot, 1955. Modificada de Biström, 1996.

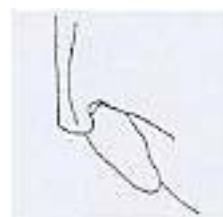


Figura 50 - Processo metacoxal de *Derovatellus* sp. Modificada de Biström, 1996.



Figura 51 - Processo metacoxal de *Laccornellus* sp. Modificada de Tremouilles et al 1995



Figura 52 - Parâmetro de *Hypodessus cruciatus* Régimbart, 1903. Modificada de Biström, 1988



Figura 53 - Parâmetro de *Hydrodessus siolii* J. Balfour-Browne, 1953. Modificada de Biström, 1988



Figura 54 - Processo metacoxal de *Queda youngi* Biström, 1990. Modificada de Biström, 1996.

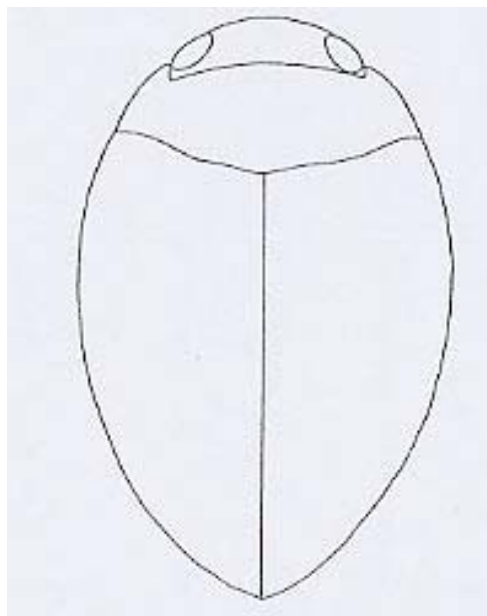


Figura 55 - Vista dorsal de *Queda compressa* Sharp, 1882. Modificada de Biström, 1990

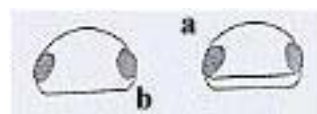


Figura 56 - Cabeça de um Bidessini hipotético (a - com estria cervical, b - sem estria cervical). Modificada de Tremouilles et al 1995

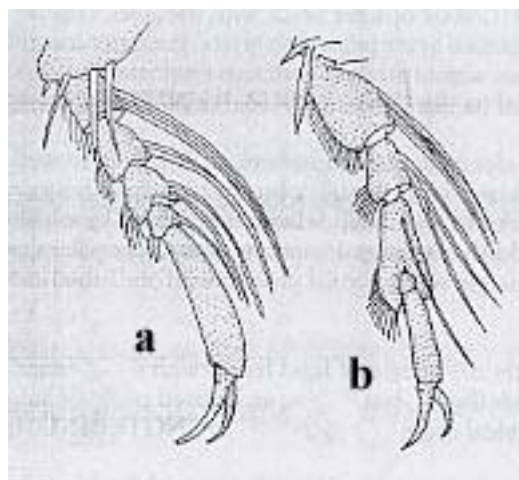


Figura 57a - Protarsos de *Bidessonotus* sp. Modificada de Pederzani, 1995

Figura 57b - Protarsos de *Hydroporus* sp. Modificada de Pederzani, 1995



Figura 58 - Vista dorsal de *Liodessus affinis* (Say, 1823).
Modificada de Biström, 1988

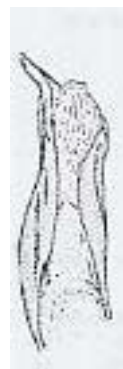


Figura 62 - Edeago de *Uvarus lacustris* (Say, 1823). Modificada
de Biström, 1988



Figura 59 - Vista anterior direita de *Gramadessus duponti* (Aubé, 1838). Figura de Benetti, C.J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.



Figura 63 - Élitro direito de *Lancetes marginatus* (Steinheil, 1869). Figura de Benetti, C.J., a partir de exemplares coletados em Gramado, RS.

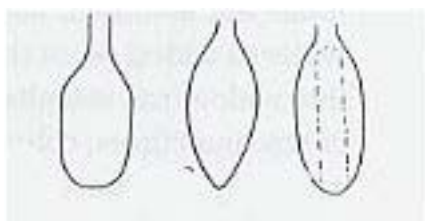


Figura 60 - Formas de processo prosternal encontradas em espécies de *Bidessodes*. Modificada de Young, 1986.



Figura 64 - Fêmur posterior de um exemplar hipotético de *Agabinae*. Modificada de Tremouilles et al 1995

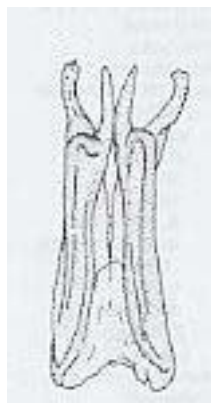


Figura 61 - Edeago de *Microdessus atomarius* (Sharp, 1882).
Modificada de Biström, 1988



Figura 65 - Linhas metacoxais de *Copelatus* sp. Modificada de Tremouilles et al 1995

Referências

- BENETTI, C. J.; Fiorentin, G. L.; Regil Cueto, J. A. & Pacho Miguel, R. R. 1998. Coleopterofauna aquática na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Acta biol.leopold.* 20(1): 91-101.
- BISTRÖM, O. 1988. Generic review of the Bidessini (Coleoptera, Dytiscidae). *Acta zool.fenn.* 184:1-41.
- BISTRÖM, O. 1990. Revision of the genus *Queda* Sharp (Coleoptera: Dytiscidae). *Quaest.ent.* 26:211-220.
- BISTRÖM, O. 1996. Taxonomic Revision of the Genus *Hydrovatus* Motschulsky (Coleoptera, Dytiscidae). *Entomologica basil.* 19:57-584.
- BLACKWELDER, R. 1944. Checklist of the Coleopterous Insects of Mexico, Central America, the West Indies and South America. *Bull.U.S.nat.Mus.* 185(1):72-82
- FERREIRA-Jr, N. 1993. Descrição da larva de *Megadytes giganteus* (Castelnau, 1834) com notas biológicas (Coleoptera:Dytiscidae). *Revta bras.Ent.* 37(1):57-60
- FERREIRA-Jr, N. 1995. Description of the larvae of *Megadytes fallax* (Aubé) and *M. marginithorax* (Perty) (Coleoptera: Dytiscidae). *Coleopts Bull.* 49(4):313-318
- FERREIRA-Jr, N. 2000. Morfologia externa da larva de *Megadytes giganteus* (Laporte, 1834) (Coleoptera, Dytiscidae) e evidências sobre a condição monofilética da tribo Cybistrini. *Revta bras.Ent.* 44(1/2):57-69
- FERREIRA-Jr, N.; Mendonça, E.C.; Dorvillé, L.F.M. & Ribeiro, J.R.I. 1998. Levantamento preliminar e distribuição de besouros aquáticos (Coleoptera) na Restinga de Maricá, Maricá, RJ. In: NESSIMIAN, J. & CARVALHO, A. *Ecologia de Insetos aquáticos*. *Oecol. bras.* 5:129-140
- LAWRENCE, J. F. & NEWTON Jr, A. F. 1995. Families and Subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). In: PAKALUK, J. & SLIPINSKI, S. A. *Biology, Phylogeny and Classification of Coleoptera. Pap.Cel.80th Birthday of Roy A. Crowson*: 779-1006.
- MILLER, K. 2000. "Key to the subfamilies, tribes and genera of Neotropical Dytiscidae" <http://www.cals.cornell.edu/dept/entomolo...dytiscidae/neotropical/neotropicalkey.htm> (14/04/2000)
- MILLER, K. B. 2001. On the phylogeny of the family Dytiscidae (Insecta: Coleoptera) with an emphasis on the morphology of the female reproductive tract. *Insect Syst.Evol.* 32:45-92
- MILLER, K. B. 2002. Revision of the subfamily Hydrodytinae Miller (Coleoptera: Dytiscidae) with Description of a New Genus. *Insect Syst.Evol.* 33:1-8
- OCHS, G. 1935. Die brasilianische Artengruppe der Gattung *Gyrinus*, Untergattung *Neogyrinus* Hatch (Coleoptera, Gyrinidae). *Rev.Ent., Rio de J.* 5:124-132.
- OCHS, G. 1948. Checklist of Neotropical Gyrinoidea. *Rev.Ent., Rio de J.* 19:565-567.
- PEDERZANI, F. 1995. Keys to the identification of the genera and subgenera of adults Dytiscidae (sensu lato) of the world (Coleoptera Dytiscidae). *Atti Acc.Rov.Agiati, a.* 244(1994), ser. VII(4B):5-83.
- RÉGIMBART, M. 1902. Coleoptera, Fam. Gyrinidae. In: WYTSMAN, P. *Genera Insectorum* 1:1-12.
- RÉGIMBART, M. 1903. Liste des Dytiscidae et Gyrinidae recuillis par le Dr. Philippe Silvestri dans l'Amérique méridionale de 1898 a 1900. *Boll.Soc.ent.ital.* 35: 46-74.
- SPANGLER, P. J. 1973. The nomenclature, bionomics, and distribution of *Notaticus fasciatus* (Coleoptera: Dytiscidae: Aubehydrinae). *Proc.biol.Soc.Wash.* 86(42):495-500.
- TRÉMOUILLES, E. R. 2000. Observaciones sobre el género *Leuronectes* Sharp, aspectos de su morfología y distribución geográfica (Coleoptera, Dytiscidae, Agabini). *Revta Mus.argent.Cienc.nat.* 2(2):195-202.
- TRÉMOUILLES, E. R., OLIVA, A. & BACHMANN, A. 1995. Insecta. Coleoptera. In: LOPRETTO, E. C. & TELL, G., *Ecossistemas de Aguas Continentales*: 1133-1195. Ediciones Sur, La Plata.
- YOUNG, F. N. 1986. Review of the Predaceous Water Beetles of the Genus *Bidessodes* Régimbart (Coleoptera, Dytiscidae). *Entomologica basil.* 11:203-220.

Título: Gêneros de Hydradephaga (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) citados para o Brasil, com chaves para identificação.

Autores: Cesar João Benetti¹, Juan Antonio Régil Cueto Gelson Luiz Fiorentin

Biota Neotropica volume3 (número 1): 2003
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?identification-key+BN00803012003>

Recebido em: 14/02/2003
 Publicado em: 26/03/2003

ISSN 1676-0603