Aumento da disponibilidade de N via deposição atmosférica e fenologia reprodutiva de *Habenaria caldensis* Kraenzl. (Orchidaceae) no Parque Estadual do Itacolomi (PEIT) – MG, Brasil

Victor Satler Pylro[1,4], Eduardo dos Santos Cruz[2], Gabriela Frois Duarte[3] & Alessandra Rodrigues Kozovits[2]

[1]Departamento de Microbiologia, Universidade Federal de Viçosa – UFV,
Av. P. H. Rolfs, S/N, Campus, Viçosa, MG, CEP 36570-000
[2]Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente, ICEB,
Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP, Campus Universitário, S/N, Ouro Preto, MG, CEP 35400-000
[3]Departamento de Ciências Biológicas, ICEB, Universidade Federal de Ouro Preto – UFOP,
Campus Universitário, S/N, Ouro Preto, MG, CEP 35400-000
[4]Autor para correspondência: Victor Satler Pylro, e-mail: victor.pylro@ufv.br

PYLRO, V.S., CRUZ, E.S., DUARTE, G.F. & KOZOVITS, A.R. **The increase of N availability via atmospheric deposition and the reproduction phenology in *Habenaria caldensis* Kraenzl. (Orchidaceae) in the Parque Estadual do Itacolomi (PEIT) – MG, Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn00311022011

Abstract: Along with the increased concentration of CO_2, the atmospheric deposition of nitrogen is currently considered one of the most important factors of change in the functioning of native ecosystems and has caused drastic changes in their floristic composition and nutrient cycling in the northern hemisphere. In tropical and subtropical systems, however, the largest holders of the plants diversity, little is known about the effects of the nitrogen enrichment via deposition on their performance. Understanding the magnitude and direction of the responses of the orchids to the increase of the concentration of available nitrogen might be helpful to modeling of rock outcrops population dynamics in response to global changes. We evaluated the responses of flowering and fruiting in plants of *Habenaria caldensis* Kraenzl. (Orchidaceae), a species widely distributed in Minas Gerais, as a result of increased nitrogen availability through fertilization with ammonium nitrate, in situ, by spraying. In response to the addition of N, anthesis occurred about 15 days earlier compared to individuals of the control group. The results of this study demonstrated that the increased availability of N via atmospheric deposition can affect in a short term the ecology of orchids and possibly other plants from rock outcrops by changing their phenological and allometric patterns. In a medium and long term, such changes can have an important impact on the dynamics of populations and communities of this vegetation type.
Keywords: *fertilization, rock outcrops, flowering and fruit development.*

PYLRO, V.S., CRUZ, E.S., DUARTE, G.F. & KOZOVITS, A.R. **Aumento da disponibilidade de N via deposição atmosférica e fenologia reprodutiva de *Habenaria caldensis* Kraenzl. (Orchidaceae) no Parque Estadual do Itacolomi (PEIT) – MG, Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn00311022011

Resumo: Ao lado do aumento da concentração de CO_2, a deposição atmosférica de N é atualmente considerada um dos mais importantes fatores de alteração do funcionamento dos ecossistemas nativos, tendo já provocado drásticas mudanças na composição florística e na ciclagem de nutrientes no hemisfério norte. Entretanto, em sistemas tropicais e subtropicais, pouco se sabe sobre os efeitos do enriquecimento de N via deposição atmosférica, sobre o seu funcionamento. A compreensão da amplitude e da direção das respostas de orquídeas ao aumento da concentração de N disponível pode ajudar a alimentar modelos de dinâmica de populações rupícolas em resposta às mudanças globais. Avaliamos as respostas de floração e frutificação em plantas de *Habenaria caldensis* Kraenzl. (Orchidaceae), espécie de ampla distribuição em Minas Gerais, em consequência do aumento da disponibilidade de N por meio de fertilizações com nitrato de amônio, in situ, por aspersão. Em resposta à adição de N, a antese foi adiantada em cerca de 15 dias em relação aos indivíduos do grupo controle. Pelos resultados obtidos, o aumento da disponibilidade de N via deposição atmosférica pode afetar em curto prazo a ecologia de orquídeas e possivelmente outras plantas de campos rupestres alterando seus padrões fenológicos e alométricos. Em médio e longo prazos, tais modificações podem ter relevante impacto sobre a dinâmica de populações e comunidades desse tipo vegetacional.
Palavras-chave: *fertilização, campos rupestres, floração e frutificação.*

Introdução

As atividades humanas têm elevado a concentração de gases de efeito estufa, poluentes gasosos e particulados na atmosfera a níveis capazes de alterar, direta ou indiretamente, o desenvolvimento de diferentes componentes da biosfera. O aumento de cerca de 30% da concentração de CO_2 em relação à sua concentração no início da Revolução Industrial é considerado estimulador para a produtividade de plantas (Saxe et al. 1998), conquanto outros fatores como nitrogênio, por exemplo, não sejam limitantes. Entretanto, o aumento da concentração de CO_2 não tem ocorrido de forma isolada, já que, ao mesmo tempo, a deposição de N cresceu cerca de 4,5 vezes de 1843 até o presente momento e deve continuar aumentando vertiginosamente, em decorrência da expansão das áreas de pastagem e cultivo de leguminosas fixadoras de N, do aumento do uso de fertilizantes nitrogenados, da queima de biomassa vegetal e das atividades industriais (Vitousek et al. 1997, Goulding et al. 1998).

Por ser o N um dos principais determinantes da produtividade vegetal, sobretudo em ecossistemas de solos distróficos dos trópicos e subtrópicos (Haridasan 2001), o aumento de sua disponibilidade via deposição atmosférica pode provocar alterações na ecofisiologia de plantas, afetando a dinâmica de populações, comunidades e funcionamento de ecossistemas (Bobbink et al. 1998). Estudos realizados em florestas no hemisfério norte demonstraram que, em termos de produtividade e densidade, as espécies vegetais de uma mesma comunidade respondem diferentemente ao aumento da disponibilidade de N e que as espécies nitrofílicas são favorecidas, tendendo a excluir espécies com menores demandas por N (Bobbink 1998, Mitchell et al. 2004). A adição de N em condições de concentração mais elevada de CO_2 também afeta a fenologia reprodutiva de diferentes grupos funcionais de plantas, atrasando o início da floração de gramíneas e acelerando a floração de eudicotiledôneas herbáceas (Cleland et al. 2006). À parte deste estudo, pouca informação está disponível sobre os efeitos do incremento de N especificamente sobre a fenologia reprodutiva das plantas nativas. Alterações nos períodos fenológicos reprodutivos podem ter sérias consequências para dinâmica de populações e até mesmo para a sobrevivência de plantas, pois podem levar à competição e/ou partilha de polinizadores específicos (Levin & Anderson 1970, Sakai 2000). Entre espécies vegetais taxonomicamente próximas, esses processos podem resultar na diminuição do sucesso reprodutivo e em eventos de hibridação (Campbell & Motten 1985), no caso da partilha por polinizadores, e interferir no número de visitas às flores conduzindo os indivíduos ao isolamento reprodutivo (Murcia 1995), quando ocorre competição. Em médio e longo prazo, os ecossistemas experimentam modificação da composição florística, perda de biodiversidade, das interações com polinizadores e herbívoros, que vêm acompanhadas de alterações na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (Jacobson et al. 2010, Bobbink et al. 2010, Kozovits et al. 2007).

Em algumas regiões do estado de Minas Gerais/Brasil, os campos rupestres são os tipos vegetacionais dominantes, compreendendo um mosaico de formações caracterizadas pela presença de espécies subarbustivas e herbáceas, com alto grau de endemismo, crescendo sobre ilhas de afloramentos rochosos de quartzito, arenito ou canga (Giulietti et al. 1997, Giulietti & Pirani 1988). Esses sistemas poderiam ser bastante afetados pela deposição de N, uma vez que são caracterizados por solos que, quando presentes, são rasos, distróficos e com baixa capacidade de retenção de água, o que impõe condições edafoclimáticas seletivas para o estabelecimento e desenvolvimento das plantas adaptadas ao uso eficiente de N e outros recursos (Ferreira & Magalhães 1977). Além disso, a economia nessas regiões está fortemente baseada nas atividades agropecuárias e na indústria de transformação, especialmente a siderurgia, atividades essas responsáveis pela emissão de grandes quantidades de NO_x (óxidos de nitrogênio) e NH_3 (amônia), que serão devolvidas à superfície terrestre por meio da deposição seca e úmida. Os efeitos de tal fertilização involuntária sobre a vegetação dos campos rupestres são desconhecidos.

Dentre as famílias mais bem representadas nos campos rupestres de Minas Gerais, destaca-se a Orchidaceae, sendo *Habenaria* Willd. um extenso gênero pertencente à subtribo Habenariinae e que, no Brasil, abriga cerca de 170 espécies, sendo o segundo maior gênero de orquídeas, apenas superado por *Pleurothallis* (Hoehne 1940, Pabst & Dungs 1975, Batista et al. 2004). O gênero *Habenaria* distribui-se amplamente no território brasileiro, sendo encontrado principalmente no cerrado e campos rupestres das regiões sudeste e centro-oeste do país (Batista et al. 2004). A *H. caldensis* é uma espécie relativamente comum em campos rupestres dos estados de Minas Gerais e Goiás (Batista et al. 2004) e, devido à sua ampla distribuição, pode ser considerada um ótimo modelo de estudo para o entendimento das respostas desses vegetais ante a mudanças ambientais. O entendimento dessas respostas enseja o fomento de programas visando à conservação de, por exemplo, *H. itacolumia*, espécie endêmica e ameaçada de extinção do Parque Estadual do Itacolomi (PEIT) (Fundação Biodiversitas 2005).

Devido ao pequeno número de trabalhos direcionados para a preservação de espécies em importantes hábitats localizados em Minas Gerais; especialmente aos campos rupestres (Nogueira & Alves 2003), são imprescindíveis as iniciativas que visem ao estudo das respostas da vegetação nativa aos aumentos da concentração de N via deposição atmosférica que já ocorrem no presente e que ocorrerão no futuro (Vitousek et al. 1997). Aparentemente, a plasticidade morfológica e fisiológica nas comunidades de campo rupestre em resposta às aceleradas mudanças é que irão determinar as espécies ou grupos de espécies que persistirão. Sendo assim, estudamos a maneira como *Habenaria caldensis,* em comunidades de campo rupestre de Ouro Preto – MG, respondeu ao aumento da disponibilidade de N via deposição atmosférica, em termos de fenologia reprodutiva.

Material e Métodos

1. Caracterização da área experimental

O Parque Estadual do Itacolomi (PEIT) possui uma área de 7.543 ha situados nos municípios de Ouro Preto e Mariana, em Minas Gerais, entre os paralelos 20º 22' 30" e 20º 30' 00" S e os meridianos de 43º 32' 30" e 43º 22' 30" O, abrangendo a maior parte da Serra do Itacolomi (Figura 1a) (Peron 1989). Segundo a classificação de Köppen ocorrem na região dois tipos climáticos: tropical de altitude com verão quente e chuvas de verão (Cwa), predominantemente nas áreas menos elevadas; e tropical de altitude com verão fresco e chuvas de verão (Cwb), que predominam nas áreas de maior altitude. A época chuvosa ocorre entre os meses de dezembro a fevereiro e as de seca, entre julho a agosto. *Habenaria caldensis* (Figura 1b) apresenta ampla distribuição em uma extensa área de campos graminóides na Serra do Itacolomi. Para este estudo, delimitamos aleatoriamente nessa região, duas parcelas de 20 × 20 m, distantes 2 m entre si, sendo: a) sem aplicação de N (grupo controle) e b) com aplicação de N por aspersão (grupo tratamento). Em cada parcela, sorteamos e etiquetamos 40 indivíduos de *Habenaria caldensis*, totalizando 80 indivíduos.

2. Fertilização com nitrogênio

Aplicamos o N semanalmente, durante o período de dois meses (13/01 a 31/03/2008), na forma de nitrato de amônio por aspersão, na concentração de 0,17 g N m^{-2}, sobre o grupo tratamento,

simulando a deposição atmosférica úmida de chuva ou de névoa de 17 kg N ha^{-1}/ano^{-1}. Da mesma forma, submetemos o grupo controle à aspersão com água destilada, em igual volume ao grupo tratamento.

3. Fenologia floral de H. caldensis

Acompanhamos a fenologia reprodutiva dos indivíduos de *H. caldensis* selecionados, durante o período experimental. O sistema adotado para classificação da fenofase levou em conta quatro estádios: Estádio 1: Flores fechadas; Estádio 2: Flores abertas (antese); Estádio 3: Frutos fechados; e Estádio 4: Frutos abertos.

Em cada uma das observações, avaliamos os números de flores e frutos de cada indivíduo. Na mesma ocasião, registramos os valores de temperatura do solo em cada grupo, com o auxílio de um termômetro de solo (Tabela 1), e as temperaturas ambiente e umidade relativa do local, usando um termo-higrômetro digital (Instrutherm HT 270) (Tabela 2).

4. Análises estatísticas

Utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov para avaliar a distribuição dos dados de fenologia reprodutiva (variáveis-resposta). Uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal, utilizamos o teste U não paramétrico de Mann-Whitney, ao nível de 5%, para avaliarmos as diferenças entre os grupos controle e tratamento. As análises foram realizadas com o programa SPSS® 15.0 for Windows®.

Resultados

As plantas dos grupos controle e tratamento apresentaram comportamentos fenológicos diferenciados. De forma geral, a adição de N antecipou o início da abertura das flores em cerca de 15 dias em relação aos indivíduos do grupo controle (Figura 2).

A média da antese diferenciou-se marginalmente entre os grupos na terceira semana ($p < 0,1$) e significativamente na quarta semana ($p < 0,05$) (Figura 2). Além disso, o número médio de flores fechadas do grupo tratamento na quinta semana foi maior do que no grupo controle ($p < 0,05$) (Figura 2). Embora as observações em campo sugerissem que o início da abertura dos frutos estava à frente em pelo menos 15 dias no grupo com aplicação de adubação nitrogenada em relação ao controle, tal diferença não foi significativa. Como o período de observação fenológica foi interrompido antes da finalização da fase de desenvolvimento do fruto, não foi possível verificar se tal



Figura 1. a). Serra do Itacolomi (PEIT – Ouro Preto/MG) e b). *Habenaria caldensis* Kraenzl.

Figure 1. a). Serra do Itacolomi (PEIT – Ouro Preto/MG) and b). *Habenaria caldensis* Kraenzl.

Tabela 1. Temperaturas do solo aferida em cada grupo.

Table 1. Soil temperatures measured in each group.

Dia	13/jan	18/jan	4/fev	11/fev	18/fev	25/fev	10/mar	17/mar	24/mar	31/mar
Grupo	**Temperatura do solo (°C)**									
Controle (-N)	24	21	23	24	21	20	22	24	20	24
Tratamento (+N)	24	19	23	25	23	22	23	24	20	23

Tabela 2. Temperaturas do ambiente e umidades relativas aferidas.

Table 2. Ambient temperature and relative moisture measured.

Dia	13/jan	18/jan	4/fev	11/fev	18/fev	25/fev	10/mar	17/mar	24/mar	31/mar
	Temperatura ambiente (°C)									
	21,5	21,8	27	24,3	19,6	25,9	20,1	21,9	19,3	21,1
	Umidade relativa (%)									
	71,58	65,46	55,00	69,44	76,90	60,45	82,17	72,36	76,97	77,85

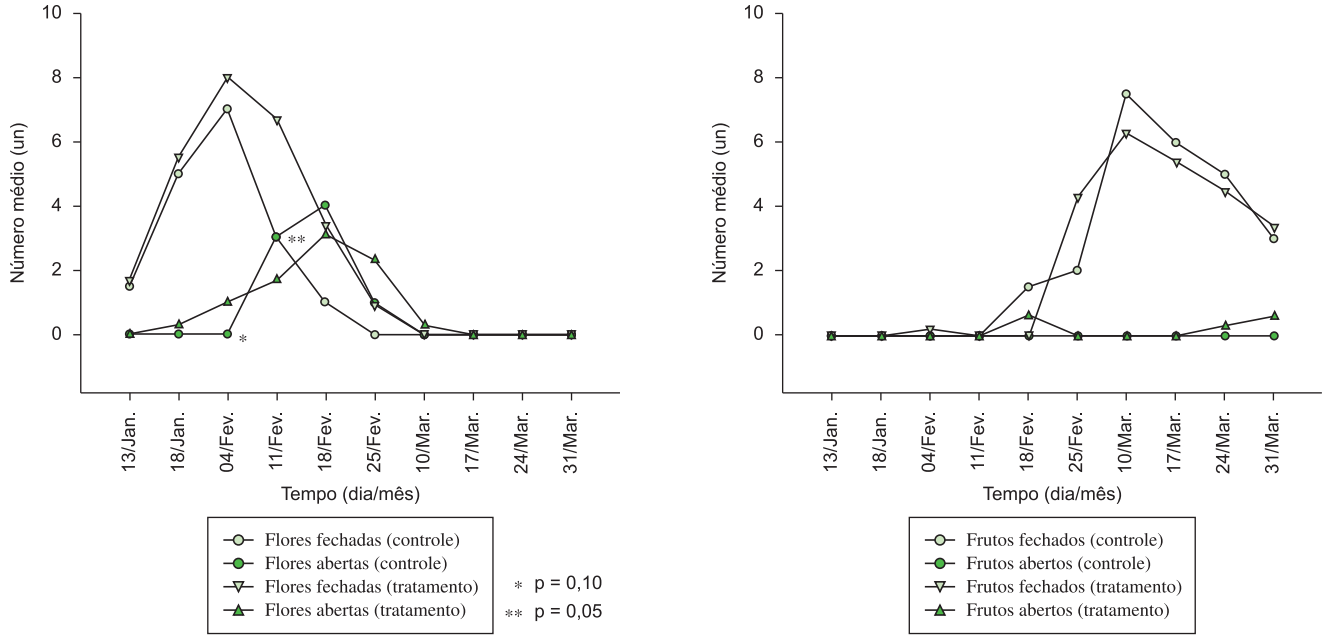


Figura 2. Número médio de flores e frutos registrados no intervalo de amostragem nos grupos Controle (-N) e Tratamento (+N).
Figure 2. Average number of flowers and fruits recorded in the sampling interval in the Treatment (+N) and Control (-N) groups.

adiantamento se tornaria mais evidente nas semanas posteriores ao período experimental.

Apesar da aceleração da antese e abertura dos frutos em resposta à aplicação de N, os picos de número médio de flores abertas, flores fechadas e frutos abertos coincidiram entre os grupos controle e tratamento, ocorrendo, respectivamente, na terceira, quinta e sétima semanas de observação.

Discussão

Nas últimas décadas, alguns estudos ampliaram os conhecimentos sobre a composição e o funcionamento dos ecossistemas de campos rupestres brasileiros (Giulietti et al. 1987, Pirani et al. 1994, Stannard 1995, Romero & Nakajima 1999). Por esses trabalhos, constata-se que há um alto índice de endemismo para seu tipo de vegetação, uma vez que ocorre em locais de condições ecológicas muito particulares e foram considerados áreas de extrema importância para a conservação.

Em especial, a família Orchidaceae é bem representada no PEIT. Alves (1990) descreveu 40 espécies no parque, sendo quatro delas pertencentes ao gênero *Habenaria.* Entretanto, espera-se que esse número seja bem maior, uma vez que, recentemente, Batista et al. (2004) registraram 15 espécies apenas do gênero *Habenaria* no PEIT, uma delas *Habenaria itacolumia* Garay, endêmica da região e constante da lista de espécies ameaçadas de extinção da Fundação Biodiversitas, sendo classificada como vulnerável. Em levantamento recente, realizado pelos autores desse trabalho, pouquíssimos indivíduos dessa espécie foram encontrados, evidenciando a demanda de uma "maior atenção" para levantamentos florísticos no PEIT. Alguns autores sugerem que a baixa ocorrência de algumas espécies e gêneros de orquídeas possa se dever à sua capacidade de produção de flores e sementes, que por sua vez, podem depender da disponibilidade de nutrientes no solo (Mattila & Kuitunen 2000).

H. caldensis é uma espécie sazonal que apresenta um sistema de armazenamento de nutrientes no tubérculo enterrado no solo. Na época de desenvolvimento da parte vegetativa e floração, a planta parece utilizar, inicialmente, a reserva nutritiva do tubérculo, armazenada no ano anterior, comportamento também observado em outras espécies (Mattila & Kuitunen 2000). Desse modo, era esperado que, na primeira estação reprodutiva sob fertilização, não fossem encontradas grandes variações nos padrões fenológicos e que, possivelmente, os efeitos da adição de N se tornassem mais evidentes nas gerações futuras, que já se desenvolveriam sobre influência do novo tubérculo. Entretanto, a antecipação da antese e tendência de abertura dos frutos em cerca de duas semanas em resposta à fertilização pode ser um sinal de que, nessa fase do desenvolvimento, as plantas não são completamente dependentes apenas dos estoques nutricionais dos tubérculos. Segundo Whigham (1984), a demanda por macronutrientes durante o crescimento da parte aérea e reprodução pode exceder as reservas presentes nos órgãos subterrâneos, e consequentemente, as plantas precisam absorver nutrientes do solo nessas fases. Com relação a outras geófitas, Verboom et al. (2002) concluíram que a floração não alterou a biomassa desses órgãos produzidos na estação de crescimento anterior e foi favorecida pela aplicação de fertilizantes no solo. Porém, a construção de um novo tubérculo pode ser um dreno muito mais relevante dos recursos do tubérculo anterior que a formação estruturas de reprodução sexuada (Ruiters & Mckenzie 1994); sendo assim, a floração e frutificação podem também não depender das reservas internas da planta e, sim, da fertilidade do solo. O aumento da disponibilidade de N pode estimular a floração de diferentes maneiras. Quando a atividade fotossintética e a exportação de sacarose da folha, juntamente com a giberelina, são elevadas, a indução do desenvolvimento reprodutivo em algumas espécies tem sido relatada (Vieira 2008). Por outro lado, estudos indicaram que a aplicação de fertilizantes nitrogenados aumenta a concentração de aminoácidos totais nos tecidos vegetais, especialmente de arginina, que é precursora das poliaminas indutoras da floração, como espermidina e espermina (Bonnet-Masimbert & Webber 1995).

As diferenças nos números de flores abertas encontradas entre os grupos nas terceira e quarta semanas podem conduzir a alterações

nas relações ecológicas entre a planta e seus polinizadores. Para esse gênero no PEIT, esse fato é de extrema relevância, uma vez que dentre as várias espécies do gênero *Habenaria* ali presentes, possivelmente algumas compartilham o mesmo grupo de polinizadores. Em estudos de fenologia floral de três espécies de *Habenaria* encontradas no PEIT, foram evidenciados padrões assincrônicos da época de floração entre as mesmas (E.S. Cruz, dados não publicados). É possível que essa estratégia seja importante para assegurar que não haja competição por polinizadores, o que conduziria ao desfavorecimento de algumas espécies mais susceptíveis, como *H. itacolumia*. Em estudos similares feitos anteriormente com outra espécie de orquídea presente no parque, *Oncidium blanchetti*, foi possível visualizar que, na estação reprodutiva posterior a da fertilização, houve atraso na época de floração nos indivíduos que sofreram esse tratamento quando comparados aos não fertilizados, além da presença de folhas mais verdes (V.S. Pylro, dados não publicados). O maior número médio de flores fechadas encontrado na quinta semana no grupo tratamento provavelmente é consequência do maior número médio de flores abertas no grupo controle, registrado na semana anterior.

A deposição de N tem diminuído de modo significante a riqueza de espécies vegetais nas savanas da Grã-Bretanha e esse declínio ocorre como função linear da taxa de deposição desse elemento na sua forma inorgânica (Stevens et al. 2004). Além disso, esse mesmo estudo apontou que espécies adaptadas a condições distróficas são sistematicamente reduzidas em altas concentrações de deposição de N. A taxa de deposição de N simulada no presente trabalho é equivalente à encontrada na Europa central e Reino Unido (17 kg N ha^{-1}/ano^{-1}) (EMEP, 2009), onde se estima uma redução de 23% das espécies nas savanas, em consequência da alta concentração desse elemento na atmosfera (Stevens et al. 2004). Resultados semelhantes foram encontrados em uma área de cerrado do Distrito Federal sujeita à adição de longo prazo de N (Jacobson et al. 2010). Sendo assim, pode-se inferir que os Campos Rupestres são potencialmente um dos ecossistemas brasileiros mais afetados por esse processo, que pode conduzir a perdas inestimáveis de espécies nativas. Diante disso, nossos resultados são relevantes para o conhecimento dos padrões fenológicos de *H. caldensis* perante as alterações da disponibilidade de nutrientes no solo causadas por atividades antrópicas e podem fomentar programas que visem à conservação da flora dos Campos Rupestres. Estudos que acompanhem o desenvolvimento geral da planta em resposta à simulação de deposição atmosférica de N por mais de uma estação de crescimento, entretanto, devem ser realizados para que se possam avaliar mais concretamente os impactos causados pela deposição de N nos campos rupestres.

Conclusões

A adição de N em quantidades que simulam sua deposição atual em algumas regiões do mundo e que devem ser atingidas nos países em desenvolvimento industrial nas próximas décadas, especialmente no sudeste brasileiro, mostrou-se suficiente para provocar mudanças nas épocas de abertura de flores de *H. caldensis*. O desenvolvimento de plantas em solos distróficos, como os encontrados em campo rupestres do PEIT, mesmo daquelas que possuem órgãos subterrâneos de reserva, pode estar limitado pela baixa disponibilidade de N e ser altamente sensível à poluição atmosférica de N. Alterações nos padrões fenológicos e de crescimento nos indivíduos são de relevância para as relações ecológicas como o ajuste da época de floração e presença de polinizadores, assim como para aspectos ecofisiológicos, como aumento das taxas fotossintéticas e variações foliares, radiculares e na altura, indicando, possivelmente, mudanças nos parâmetros alométricos e competitivos das plantas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto Estadual de Florestas/MG pela concessão das licenças para coleta no Parque Estadual do Itacolomi (PEIT), à administração do PEIT pela colaboração, a Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio financeiro.

Referências Bibliográficas

ALVES, R.J.V. 1990. The Orchidaceae of Itacolomi State Park in Minas Gerais, Brazil. Acta Bot. Bras. 4(2):65-72.

BATISTA, J.A.N., BIANCHETTI, L.B., NOGUEIRA, R.E., PELLIZZARO K.F. & FERREIRA, F.E. 2004. The genus *Habenaria* (Orchidaceae) in the Itacolomi State Park, Minas Gerais, Brazil. Sitientibus Ser. Ci. Biol. 4(1):25-36.

BOBBINK, R. 1998. Impacts of tropospheric ozone and airborne nitrogenous pollutants on natural and semi-natural ecosystems: a commentary. New Phyt. 139:161-168. http://dx.doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00175.x

BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J., SPRANGER, T., ALKEMADE, R., ASHMORE, M., BUSTAMANTE, M., CINDERBY, S., DAVIDSON, E., DENTENER, F., EMMETT, B., ERISMAN, J.W., FENN, M., GILLIAM, F., NORDIN, A., PARDO, L. & DE VRIES, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. Ecol. Appl. 20:30-59. PMid:20349829. http://dx.doi.org/10.1890/08-1140.1

BONNET-MASIMBERT, M. & WEBBER, J.R. 1995. From flower induction to seed production in forest tree orchards. Tree Physiol. 15:419-426. PMid:14965922

CAMPBELL, D.R. & MOTTEN, A.F. 1985. The mechanism of competition for pollination between two forest herbs. Ecology. 66:554-563. http://dx.doi.org/10.2307/1940404

CLELAND, E.E., CHIARIELLO, N.R., LOARIE, S.R., MOONEY, H.A. & FIELD, C. B. 2006. Diverse responses of phenology to global changes in a grassland ecosystem. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 103:13740-13744. PMid:16954189. PMCid:1560087 http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0600815103

EUROPEAN MAPPING AND EMISSIONS PROGRAMME - EMEP. http://www.emep.int. Acesso em: Agosto de 2009.

FERREIRA, M.B. & MAGALHÃES, G.M. 1977. Contribuição para o conhecimento da vegetação da Serra do Espinhaço em Minas Gerais (Serras do Grão Mogol e da Ibitipoca). In XXVI Congresso Nacional de Botânica. Sociedade Brasileira de Botânica, Rio de Janeiro, p.189-202.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. http://www.biodiversitas.org.br/florabr/lista_florabr.pdf (último acesso em: 18/05/2009).

GIULETTI, A.M., MENEZES, N.L., PIRANI, J.R., MEGURO, M. & WANDERLEY, M.G.L. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista das espécies. Bol. Bot. Univ. São Paulo. 9:1-151.

GIULIETTI, A.M. & PIRANI, J.R. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, 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.39-69.

GIULIETTI, A.M., PIRANI, J.R. & HARLEY, R. 1997. Espinhaço range region, eastern Brazil. IUCN. 3:397-404.

GOULDING, K.W.T., BAILEY N.J., BRADBURY, N.J., HARGREAVES, P., HOWE, M, MURPHY, D.V., POULTON, P.R. & WILLISON, T.W. 1998. Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. New Phyt. 139:49-58. http://dx.doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00182.x

HARIDASAN, M. 2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of central Brazil. In Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world (M.E. Mcclain, R.L.Victoria & J.E. Richey, ed.). Oxford University Press, New York, p.68-83.

HOEHNE, F.C. 1940. Orchidaceas, *Habenaria*. In Flora Brasilica (F.C. Hoehne, ed.). Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio de São Paulo, São Paulo, p. 252–254.

JACOBSON, T.K.B., BUSTAMANTE, M.M.C & KOZOVITS, A.L. 2010. Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and N release in a Brazilian Cerrado under N, P and N plus P additions. Environ. Pollut. In press. http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.envpol.2010.10.019

KOZOVITS, A.R., BUSTAMANTE, M.M.C., GAROFALO, C.R., BUCCI, S., FRANCO, A.C., GOLDSTEIN, G. & MEINZER, F.C. 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. Funct. Ecol. 21:1034-1043. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01325.x

LEVIN, D.A. & ANDERSON, W.W. 1970. Competition for pollinators between simultaneously flowering species. Am. Nat. 104:455-467. http://dx.doi.org/10.1086/282680

MATTILA, E. & KUITUNEN. 2000. Nutrient versus pollination limitation in *Platanthera bifolia* and *Dactylorhiza incarnata* (Orchidaceae). Oikos. 89:360-366.

MITCHELL, R.J., SUTTON, M.A., TRUSCOTT. A.M., LEITH, I.D., CAPE, J.N., PITCAIRN, C.E. R. & VANDIJK, N. 2004. Growth and tissue nitrogen of epiphytic Atlantic bryophytes: effects of increased and decreased atmospheric N deposition. Funct. Ecol. 18:322-329. http://dx.doi.org/10.1111/j.0269-8463.2004.00828.x

MURCIA, C. 1995. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. In Forest patches in tropical landscapes (J. Schellas & R. Greenberg, eds.). Island Press, London, p.19-36.

NOGUEIRA, R.E. & ALVES, R.J.V. 2003. *Itacolumia* vs. *Habenaria* - Taxonomic Notes. Bradea. 9(5):21-23.

PABST, G.F.J. & DUNGS, F. 1975. Orchidaceae Brasiliensis. Vol. I. Brücke-Verlag Kurt Schmersow, Hildesheim.

PERON, M.V. 1989. Listagem preliminar da flora fanerogâmica dos Campos Rupestres do Parque Estadual do Itacolomi, Ouro Preto/Mariana, MG. Rodriguésia. 67:63-69.

PIRANI, J.R., GIULIETTI, A.M., MELLO-SILVA, R. & MEGURO, M. 1994. Checklist and patterns of geographic distribution of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. Rev. Bras. Bot. 17:133-147.

ROMERO, R. & NAKAJIMA, J.N. 1999. Espécies endêmicas do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. Rev. Bras. Bot. 22(2):259-265. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041999000500006

RUITERS,C. & MCKENZIE,B. 1994.Seasonal allocation and efficiency patterns of biomass and resources in the perennial geophyte *Sparaxis grandiflora* Subspecies *fimbriata* (Iridaceae) in Low land Coastal Fynbos, South Africa. Ann. Bot. 74:633-646. http://dx.doi.org/10.1006/anbo.1994.1165

SAKAI, S. 2000. Reproductive phenology of gingers in a lowland mixed dipterocarp forest in Borneo. J. Trop. Ecol. 16:337-354. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400001449

SAXE, H.; ELLSWORTH, D.S. & HEATH, J. 1998. Tree and forest functioning in an enriched CO_2 atmosphere. New Phyt. 139:395-436. http://dx.doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00221.x

STANNARD, B.L. 1995. Flora of the Pico das Almas - Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. Royal Botanic Gardens, Kew Publishing.

STEVENS, C.J., DISC, N.B., MOUNTFORD, J.O. & GOWING, D.J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. Science. 300:1876-1879. PMid:15031507. http://dx.doi.org/10.1126/science.1094678

VERBOOM, G.A., STOCK, W.D. & LINDER, H.P. 2002. Determinants of postfire flowering in the geophytic grass *Ehrharta capensis.* Funct. Ecol. 16:705-713. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00673.x

VIEIRA, M.R.S. 2008. Aplicação de ácido giberélico na qualidade e na bioquímica de hastes de crisântemo cv. 'faroe'. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São Paulo.

VITOUSEK, P.M., ABER, J.D., HOWARTH, R.W., LIKENS, G.E., MATSON, P.A., SCHINDLER, D.W., SCHLESINGER, W.H. & TILMAN, D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycles: sources and consequences. Ecol. Appl. 7(3):737-750.

WHIGHAM, D.F. 1984. Biomass and nutrient allocation of *Tipularia discolor* (Orchidaceae). Oikos. 42:303-313. http://dx.doi.org/10.2307/3544398

Recebido em 12/03/2010
Versão reformulada recebida em 04/03/2011
Publicado em 01/04/2011

Birds of the Grota do Angico Natural Monument in the semi-arid Caatinga scrublands of northeastern Brazil

Juan Ruiz-Esparza[1,2,6], Sidney Feitosa Gouveia[2,3], Patricio Adriano da Rocha[2,4], Raone Beltrão-Mendes[2], Adauto de Souza Ribeiro[5] & Stephen Francis Ferrari[5]

[1]Graduate Program in Environment and Development,
Universidade Federal de Sergipe – UFS, Av. Marechal Rondon s/n,
CEP 49100-000, São Cristóvão – Sergipe, Brazil,
[2]Graduate Program in Ecology and Conservation,
Universidade Federal de Sergipe – UFS, São Cristóvão – SE, Brazil
[3]Graduate Program in Ecology and Evolution,
Universidade Federal de Goiás – UFG, Goiânia – GO, Brazil
[4]Graduate Program in Biological Science (Zoology),
Universidade Federal da Paraíba – UFP, João Pessoa – PB, Brazil
[5]Department of Biology, Universidade Federal de Sergipe – SE, São Cristóvão – SE, Brazil
[6]Corresponding author: E-mail: juancolorado21@hotmail.com

RUIZ-ESPARZA, J., GOUVEIA, S.F., ROCHA, P.A., BELTRÃO-MENDE S, R., RIBEIRO, A.S., & FERRARI., S.F. **Birds of the Grota do Angico Natural Monument in the semi-arid Caatinga scrublands of northeastern Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/inventory?article+bn01611022011

Abstract: An inventory of the avian fauna of the Grota do Angico Natural Monument in the Caatinga of northern Sergipe, Brazil, revealed the presence of at least 140 species, including nine that are endemic to the Caatinga and seasonal forest adjacent. Despite the limited scope of the study (two expeditions in July and August, 2008), the species richness recorded at the site appeared to be typical of the region and the Caatinga biome.
Keywords: *avian inventory, birds conservation, caatinga, protected areas, Sergipe.*

RUIZ-ESPARZA, J., GOUVEIA, S.F., ROCHA, P.A., BELTRÃO-MENDE S, R., RIBEIRO, A.S., & FERRARI., S.F. **Aves do Monumento Natural Grota de Angico na região de Caatinga ao Nordeste do Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/inventory?article+bn01611022011

Resumo: No inventário da avifauna do Monumento Natural Grota de Angico na Caatinga ao norte de Sergipe, Brasil, revelou a presença de pelo menos 140 espécies, incluindo nove endêmicas da Caatinga e florestas sazonais adjacentes. Apesar do alcance limitado do estudo (duas expedições em Julho e Agosto, 2008), a riqueza de espécies registrada no sitio aparentemente pode ser típica da região e do Bioma Caatinga.
Palavras-chave: *inventário de aves, conservação de aves, caatinga, unidades de conservação, Sergipe.*

Introduction

The semi-arid scrublands of the Caatinga cover some 800,000 km² of the Brazilian Northeast. Relatively few studies of the avian fauna of this biome are available (Pacheco 2000, Olmos et al. 2005), and even basic parameters such as its overall diversity of species are poorly-defined. Estimates of the total number of bird species found in the Caatinga range from 348 (Pacheco 2004) through 460 (Major et al. 2004) to 510 (Silva et al. 2003). It nevertheless seems likely that all of these values represent underestimates, given the paucity of field studies and data.

The Caatinga has suffered extensive anthropogenic degradation, was has formed a landscape characterized by a mosaic of forest fragments and impacted vegetation within a matrix dominated by cattle ranching (Castelleti et al. 2004). This degradation of natural environments generally has deleterious effects on the diversity of a biome (Brooks & Balmford 1996, Bierregaard Junior et al. 1992), and while the Caatinga has traditionally been considered relatively immune to such impacts, a recent review (Leal et al. 2005) suggests that the Caatinga is as vulnerable as any other biome.

The creation of protected areas is a fundamental step in the conservation of natural resources, and the Sergipe state government has created a number of conservation units since 2007. One of these units is the Grota do Angico Natural Monument, which not only preserves a representative area of arboreal Caatinga on the margin of the São Francisco River, but also has considerable historic and cultural significance as the site of the death of the famous outlaw Virgulino Ferreira da Silva, known as "Lampião".

The aim of the present study was to provide an inventory of the bird species that inhabit a recently-established protected area in the Brazilian Caatinga, and contribute to the understanding of the biological diversity of this biome. As Farias & Pereira (2009) have pointed out, the avian fauna of the Caatinga is poorly-known, and any addition to the knowledge of biodiversity can provide information to develop strategies for conservation of bird species recorded.

Materials and Methods

The present study was conducted in the Grota do Angico Natural Monument (GANM), which is located on the right margin of the lower São Francisco River in the northern extreme of the Brazilian state of Sergipe (09° 39' S; 37° 40' W). The 2138 ha reserve is located within the Caatinga morphoclimatic domain, as defined by Ab'Saber (1974), and straddles the border between the municipalities of Poço Redondo and Canindé de São Francisco (Figure 1).

The climate of the region is characterized by relatively reduced and infrequent rainfall, with annual precipitation of approximately 500 mm, distributed mainly between April and August, the period known locally as the winter (*inverno*). Rainfall is minimal during the remaining months, although the quantity and distribution of precipitation may vary considerably among years. Santos & Andrade (1992) classified the region as marginally arid (Köppen's BShw category), although local humidity levels may be influenced by the proximity of the area to the São Francisco River (Figure 1). Temperatures are relatively high throughout the year, with means of around 30 °C during the dry season, but there is also an accentuated diurnal temperature range.

The present study was based on two excursions in 2008, between the 14th and 18th of July, and the 4th and 7th of August, 2008. This period corresponds to the late wet season at the study site.

1. Mist-netting

Birds were captured using 100 m-long mist nets with a 35 mm mesh, which were set along existing trails during morning (5:00-12:00 AM) and afternoon/evening sessions (4:00-10:00 PM). The specimens were removed carefully from the nets and placed in cloth bags for removal to the field laboratory for processing, where they were identified according to the field guides of Major et al. (2004) and Sigrist (2007), weighed and measured (standard parameters), see Brasil (1994), and then released at the capture sites. Specimen collection was authorized by the Brazilian Environment Institute (IBAMA), through special license number 15900-1, issued by SISBIO. Specimens were collected only when the animal died during capture. All specimens were taxidermized and deposited in the ornithological collection being established at the Federal University of Sergipe in São Cristóvão.

2. Observation

Additional records were collected using the active search procedure (Ambrose 1989), for the identification of large, conspicuous or aquatic birds. Observations were conducted using a pair of 8 × 40 binoculars, and the field guides of Sigrist (2007) and Major et al. (2004). This procedure was conducted during the earliest daylight hours, when birds tend to be most active. Species nomenclature followed the Brazilian Committee for Ornithological Records (Comitê... 2010).

Results and Discussion

A total of 140 bird species belonging to 42 families were recorded during the course of the study (Table 1). This total corresponds to almost half (42%) of the species recorded for the state of Sergipe by Sousa (2009). The Tyrannidae was represented by the largest number of species (17), followed by the Thraupidae (nine species) and the Columbidae, Furnariidae and Emberizidae, each with eight species. Fourteen of the species recorded here are endemic to Brazil, and nine are endemic to the Caatinga (Figure 2), according to Stotz et al. (1996). One of these endemic species, the Pectoral Antwren (*Herpsilochmus pectoralis*), is listed as vulnerable to extinction by the IUCN (International... 2009).

While July is part of the peak period of bird migrations in the Caatinga (Lima et al. 2003, Ruiz-Esparza 2010), nine migratory species (*Zenaida auriculata*, *Coccyzus melacoryphus*, *Elaenia chilensis, Euscarthmus meloryphus*, *Empidonomus varius, Tyrannus melancholicus, Tyrannus savana*, *Turdus amaurochalinus* and *Sporophila lineola*) was recorded during the present study (based on the classification of Stotz et al. 1996). This single species contrasts with the nine and six migratory species recorded, respectively, in July and August, 2009, at the Serra da Guia, some 40 km south of the present study site, by (Ruiz-Esparza 2010). While more migratory species were recorded at this site, no waterbirds (e.g. *Anhinga anhinga*, *Egretta thula*, *Jacana jacana*, and *Phalacrocorax brasilianus*) were observed, presumably because of the absence of aquatic habitats at this higher altitude location. Despite these differences in taxonomic composition, and the much longer study period at Serra da Guia (one year), the two studies recorded the same number of species (140).

Other inventories within the same geographical region have returned similar numbers of taxa. Roos et al. (2006) recorded 145 bird species at the Sobradinho Reservoir (Caatinga), for example, located further upstream on the São Francisco River in Bahia state, whereas D'Horta et al. (2005) recorded 123 species in the Serra de Itabaiana National Park (mixed Caatinga), in southern Sergipe. At Raso da Catarina, Bahia, west and north of the present study site, Lima et al. (2003) recorded a total of 191 bird species in caatinga scrub and semideciduous forest.

Further afield, while the results of some surveys in the Caatinga were similar to those of the present study, others have reported

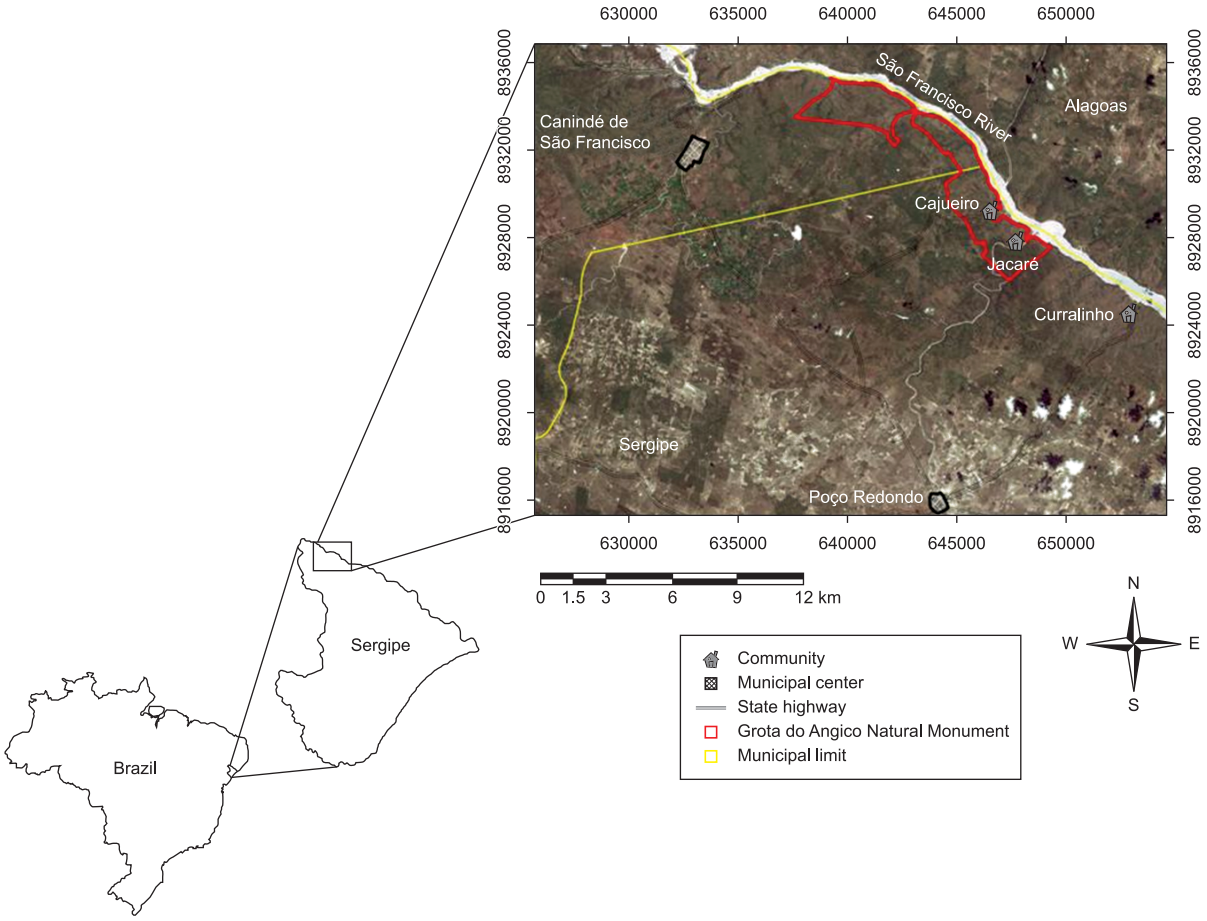


Figure 1. Location of the Grota do Angico Natural Monument in the Brazilian state of Sergipe.

Table 1. Bird species recorded during the present study at the Grota do Angico Natural Monument in northern Sergipe, Brazil. Nomenclature follows the Brazilian Committee for Ornithological Records (Comitê... 2010). R = resident; M = migratory; E = endemic; SV = seasonal visitor from southern South America; * = specimen collected.

Bird family/species	Common name	Observation
TINAMIDAE (5)		
Crypturellus parvirostris (Wagler, 1827)	Small-billed Tinamou	R
Crypturellus tataupa (Temminck, 1815)	Tataupa Tinamou	R
Rhynchotus rufescens (Temminck, 1815)	Red-winged Tinamou	R
Nothura boraquira (Spix, 1825)	White-bellied Nothura	R
Nothura maculosa (Temminck, 1815)	Spotted Nothura	R
PHALACROCORACIDAE (1)		
Phalacrocorax brasilianus (Gmelin, 1789)	Neotropic Cormorant	R
ANHINGIDAE (1)		
Anhinga anhinga (Linnaeus, 1766)	Anhinga	R
ARDEIDAE (3)		
Butorides striata (Linnaeus, 1758)	Striated Heron	R
Bubulcus ibis (Linnaeus, 1758)	Cattle Egret	R
Egretta thula (Molina, 1782)	Snowy Egret	R
CATHARTIDAE (4)		
Cathartes aura (Linnaeus, 1758)	Turkey Vulture	R
Cathartes burrovianus (Cassin, 1845)	Lesser Yellow-headed Vulture	R
Coragyps atratus (Bechstein, 1793)	Black Vulture	R
Sarcoramphus papa (Linnaeus, 1758)	King Vulture	R
ACCIPITRIDAE (5)		
Elanus leucurus (Vieillot, 1818)	White-tailed Kite	R

Table 1. Continued...

Bird family/species	Common name	Observation
Geranospiza caerulescens (Vieillot, 1817)	Crane Hawk	R
Heterospizias meridionalis (Latham, 1790)	Savanna Hawk	R
Rupornis magnirostris (Gmelin, 1788)	Roadside Hawk	R
Geranoaetus albicaudatus (Vieillot, 1816)	White-tailed Hawk	R
FALCONIDAE (4)		
Caracara plancus (Miller, 1777)	Southern Caracara	R
Milvago chimachima (Vieillot, 1816)	Yellow-headed Caracara	R
Herpetotheres cachinnans (Linnaeus, 1758)	Laughing Falcon	R
Falco sparverius (Linnaeus, 1758)	American Kestrel	R
RALLIDAE (1)		
Laterallus viridis (Statius Muller, 1776)	Russet-crowned Crake	R
CARIAMIDAE (1)		
Cariama cristata (Linnaeus, 1766)	Red-legged Seriema	R
CHARADRIIDAE (1)		
Vanellus chilensis (Molina, 1782)	Southern Lapwing	R
RECURVIROSTRIDAE (1)		
Himantopus melanurus (Vieillot, 1817)	White-backed Stilt	R
JACANIDAE (1)		
Jacana jacana (Linnaeus, 1766)	Wattled Jacana	R
COLUMBIDAE (8)		
Columbina passerina (Linnaeus, 1758)	Common Ground-Dove	R
Columbina minuta (Linnaeus, 1766)	Plain-breasted Ground-Dove	R
Columbina talpacoti (Temminck, 1811)	Ruddy Ground-Dove	R
Columbina squammata (Lesson, 1831)	Scaled Dove	R
*Columbina picui** (Temminck, 1813)	Picui Ground-Dove	R
Patagioenas picazuro (Temminck, 1813)	Picazuro Pigeon	R
Zenaida auriculata (Des Murs, 1847)	Eared Dove	M
Leptotila verreauxi (Bonaparte, 1855)	White-tipped Dove	R
PSITTACIDAE (4)		
Aratinga aurea (Gmelin, 1788)	Peach-fronted Parakeet	R
*Aratinga cactorum** (Kuhl, 1820)	Cactus Parakeet	R, E
*Forpus xanthopterygius** (Spix, 1824)	Blue-winged Parrotlet	R
Amazona aestiva (Linnaeus, 1758)	Blue-fronted Parrot	R
CUCULIDAE (6)		
Micrococcyx cinereus (Vieillot, 1817)	Ash-colored Cuckoo	R
Piaya cayana (Linnaeus, 1766)	Squirrel Cuckoo	R
Coccyzus melacoryphus (Vieillot, 1817)	Dark-billed Cuckoo	M
Crotophaga ani (Linnaeus, 1758)	Smooth-billed Ani	R
Guira guira (Gmelin, 1788)	Guira Cuckoo	R
Tapera naevia (Linnaeus, 1766)	Striped Cuckoo	R
TYTONIDAE (1)		
Tyto alba (Scopoli, 1769)	Barn Owl	R
STRIGIDAE (2)		
Megascops choliba (Vieillot, 1817)	Tropical Screech-Owl	R
Athene cunicularia (Molina, 1782)	Burrowing Owl	R
NYCTIBIIDAE (1)		
Nyctibius griseus (Gmelin, 1789)	Common Potoo	R
CAPRIMULGIDAE (4)		
Hydropsalis albicollis (Gmelin, 1789)	Pauraque	R
Hydropsalis parvulus (Gould, 1837)	Little Nightjar	R
Hydropsalis hirundinaceus (Spix, 1825)	Pygmy Nightjar	R, E
Chordeiles pusillus (Gould, 1861)	Least Nighthawk	R
TROCHILIDAE (4)		
Eupetomena macroura (Gmelin, 1788)	Swallow-tailed Hummingbird	R

Table 1. Continued...

Bird family/species	Common name	Observation
Chrysolampis mosquitus (Linnaeus, 1758)	Ruby-topaz Hummingbird	R
Chlorostilbon lucidus (Shaw, 1812)	Glittering-bellied Emerald	R
Heliomaster squamosus (Temminck, 1823)	Stripe-breasted Starthroat	R, E
ALCEDINIDAE (3)		
Megaceryle torquata (Linnaeus, 1766)	Ringed Kingfisher	R
Chloroceryle amazona (Latham, 1790)	Amazon Kingfisher	R
Chloroceryle americana (Gmelin, 1788)	Green Kingfisher	R
BUCCONIDAE (1)		
*Nystalus maculatus** (Gmelin, 1788)	Spot-backed Puffbird	R
PICIDAE (1)		
Colaptes campestris (Vieillot, 1818)	Campo Flicker	R
THAMNOPHILIDAE (6)		
Taraba major (Vieillot, 1816)	Great Antshrike	R
Thamnophilus capistratus (Lesson, 1840)	Caatinga Antshrike	R, E
Thamnophilus pelzelni (Hellmayr, 1924)	Planalto Slaty-Antshrike	R, E
Myrmorchilus strigilatus (Wied, 1831)	Stripe-backed Antbird	R
Herpsilochmus pectoralis (Sclater, 1857)	Pectoral Antwren	R, E
Formicivora melanogaster (Pelzeln, 1868)	Black-bellied Antwren	R
DENDROCOLAPTIDAE (1)		
Lepidocolaptes angustirostris (Vieillot, 1818)	Narrow-billed Woodcreeper	R
FURNARIIDAE (8)		
Furnarius leucopus (Swainson, 1838)	Pale-legged Hornero	R
Furnarius rufus (Gmelin, 1788)	Rufous Hornero	R
Synallaxis frontalis (Pelzeln, 1859)	Sooty-fronted Spinetail	R
Synallaxis albescens (Temminck, 1823)	Pale-breasted Spinetail	R
Cranioleuca semicinerea (Reichenbach, 1853)	Gray-headed Spinetail	R, E
Certhiaxis cinnamomeus (Gmelin, 1788)	Yellow-chinned Spinetail	R
Phacellodomus rufifrons (Wied, 1821)	Rufous-fronted Thornbird	R
Pseudoseisura cristata (Spix, 1824)	Caatinga Cacholote	R, E
RHYNCHOCYCLIDAE (3)		
Tolmomyias flaviventris (Wied, 1831)	Yellow-breasted Flycatcher	R
Hemitriccus striaticollis (Lafresnaye, 1853)	Stripe-necked Tody-Tyrant	R
Hemitriccus margaritaceiventer (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Pearly-vented Tody-tyrant	R
TYRANNIDAE (17)		
Myiopagis viridicata (Vieillot, 1817)	Greenish Elaenia	R
Elaenia flavogaster (Thunberg, 1822)	Yellow-bellied Elaenia	R
Elaenia chilensis (Hellmayr, 1927)	Chilean Elaenia	SV
Camptostoma obsoletum (Temminck, 1824)	Southern Beardless-Tyrannulet	R
Serpophaga subcristata (Vieillot, 1817)	White-crested Tyrannulet	R
Euscarthmus meloryphus (Wied, 1831)	Tawny-crowned Pygmy-Tyrant	M
Sublegatus modestus (Wied, 1831)	Southern Scrub-Flycatcher	R
Fluvicola albiventer (Spix, 1825)	Black-backed Water-Tyrant	R
Fluvicola nengeta (Linnaeus, 1766)	Masked Water-Tyrant	R
Arundinicola leucocephala (Linnaeus, 1764)	White-headed Marsh-Tyrant	R
Machetornis rixosa (Vieillot, 1819)	Cattle Tyrant	R
Pitangus sulphuratus (Linnaeus, 1766)	Great Kiskadee	R
Megarynchus pitangua (Linnaeus, 1766)	Boat-billed Flycatcher	R
Empidonomus varius (Vieillot, 1818)	Variegated Flycatcher	M
Tyrannus melancholicus (Vieillot, 1819)	Tropical Kingbird	M
Tyrannus savana (Vieillot, 1808)	Fork-tailed Flycatcher	M
Myiarchus tyrannulus (Statius Muller, 1776)	Brown-crested Flycatcher	R
TITYRIDAE (3)		
*Pachyramphus viridis** (Vieillot, 1816)	Green-backed Becard	R

Table 1. Continued...

Bird family/species	Common name	Observation
Pachyramphus marginatus (Lichtenstein, 1823)	Black-capped Becard	R
*Pachyramphus validus** (Lichtenstein, 1823)	Crested Becard	R
VIREONIDAE (2)		
Cyclarhis gujanensis (Gmelin, 1789)	Rufous-browed Peppershrike	R
Hylophilus amaurocephalus (Nordmann, 1835)	Gray-eyed Greenlet	R, E
CORVIDAE (1)		
Cyanocorax cyanopogon (Wied, 1821)	White-naped Jay	R, E
HIRUNDINIDAE (1)		
Tachycineta leucorrhoa (Vieillot, 1817)	White-rumped Swallow	R
TROGLODYTIDAE (2)		
Troglodytes musculus (Naumann, 1823)	Southern House-Wren	R
Cantorchilus longirostris (Vieillot, 1819)	Long-billed Wren	R, E
POLIOPTILIDAE (1)		
Polioptila plumbea (Gmelin, 1788)	Tropical Gnatcatcher	R
TURDIDAE (3)		
Turdus rufiventris (Vieillot, 1818)	Rufous-bellied Thrush	R
Turdus leucomelas (Vieillot, 1818)	Pale-breasted Thrush	R
*Turdus amaurochalinus** (Cabanis, 1850)	Creamy-bellied Thrush	M
MIMIDAE (1)		
Mimus saturninus (Lichtenstein, 1823)	Chalk-browed Mockingbird	R
COEREBIDAE (1)		
Coereba flaveola (Linnaeus, 1758)	Bananaquit	R
THRAUPIDAE (9)		
Saltatricula atricollis (Vieillot, 1817)	Black-throated Saltator	R
Compsothraupis loricata (Lichtenstein, 1819)	Scarlet-throated Tanager	R, E
Nemosia pileata (Boddaert, 1783)	Hooded Tanager	R
Thlypopsis sordida (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Orange-headed Tanager	R
Tachyphonus rufus (Boddaert, 1783)	White-lined Tanager	R
Lanio pileatus (Wied, 1821)	Pileated-Finch	R
Tangara sayaca (Linnaeus, 1766)	Sayaca Tanager	R
Tangara palmarum (Wied, 1823)	Palm Tanager	R
Paroaria dominicana (Linnaeus, 1758)	Red-cowled Cardinal	R, E
EMBERIZIDAE (8)		
Zonotrichia capensis (Statius Muller, 1776)	Rufous-collared Sparrow	R
Sicalis flaveola (Linnaeus, 1766)	Saffron Finch	R
Sicalis luteola (Sparrman, 1789)	Grassland Yellow-Finch	R
Emberizoides herbicola (Vieillot, 1817)	Wedge-tailed Grass-Finch	R
Volatinia jacarina (Linnaeus, 1766)	Blue-black Grassquit	R
Sporophila lineola (Linnaeus, 1758)	Lined Seedeater	M
Sporophila nigricollis (Vieillot, 1823)	Yellow-bellied Seedeater	R
Sporophila albogularis (Spix, 1825)	White-throated Seedeater	R, E
PARULIDAE (1)		
Parula pitiayumi (Vieillot, 1817)	Tropical Parula	R
ICTERIDAE (6)		
Icterus cayanensis (Linnaeus, 1766)	Epaulet Oriole	R
Icterus jamacaii (Gmelin, 1788)	Campo Troupial	R, E
Chrysomus ruficapillus (Vieillot, 1819)	Chestnut-capped Blackbird	R
Agelaioides fringillarius (Vieillot, 1819)	Bay-winged Cowbird	R, E
Molothrus bonariensis (Gmelin, 1789)	Shiny Cowbird	R
Sturnella militaris (Linnaeus, 1758)	Red-breasted Blackbird	R
FRINGILLIDAE (2)		
Euphonia chlorotica (Linnaeus, 1766)	Purple-throated Euphonia	R
Euphonia violacea (Linnaeus, 1758)	Violaceous Euphonia	R
PASSERIDAE (1)		
Passer domesticus (Linnaeus, 1758)	House Sparrow	R



Figure 2. Some species endemic to the Caatinga and seasonal forest adjacent recorded during the present study: a) *Pseudoseisura cristata*, b) *Paroaria dominicana*, c) *Herpsilochmus pectoralis* (male and female), and d) *Hydropsalis hirundinaceus*.

larger numbers of species. For example, Santos (2004) recorded only 115 bird species in the caatinga of Piauí, while Telino-Júnior et al. (2005) recorded 145 species in Santa Terezinha, Paraíba. Similarly, Nascimento (2000) recorded only 116 species at the Seridó Ecological Station in Rio Grande do Norte, and 154 species at the Ajuba Ecological Station in Ceará, while Farias et al. (2010) found 162 species in the Negreiros National Forest in Pernambuco. By contrast, Nascimento et al. (2000) reported a total of 193 species from the Araripe Plateau, located in the contact zone between the states of Pernambuco, Ceará, and Piauí, Olmos (1993) recorded 208 in the Serra da Capivara National Park in Piauí, and Farias et al. (2006) found a total of 249 species in areas of caatinga habitat in Pernambuco, Paraíba, and Ceará considered to be high priority for conservation.

While it seems likely that the full complement of species found in the Grota do Angico Natural Monument was not recorded here, due primarily to the relatively short duration of the study, this comparison among studies suggests that the estimate of species richness was relatively reliable, by regional standards.

Acknowledgements

We thank the Sergipe state environment ministry (SEMARH) for logistic support, FAPITEC-Sergipe (JMREA) and CAPES (PAR, RBM) for graduate stipends, and CNPq (project numbers 302747/2008-7 and 476064/2008-2). We are especially grateful to Manoel Messias Nazaré, 'Seu Didi', Eduardo Santos Marques Jr, Crizanto Brito and Evellyn Freitas for their assistance in the field, and to two anonymous reviewers for their helpful comments on the original manuscript.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A.N. 1974. O domínio morfoclimático semi-árido das Caatingas Brasileiras. Geomorfologia 4:1-39.

AMBROSE, S. 1989. The Australian bird count-Have we got your numbers? RAOU Newsletter 80:1-2.

BIERREGAARD JUNIOR, R.O., LOVEJOY, T.E., KAPOS, V., SANTOS, A.A. & HUTCHINGS, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. BioScience 42:859-866.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Centro Nacional de Pesquisas para Conservação das Aves Silvestres - CEMAVE. 1994. Manual de anilhamento de aves silvestres. 2nd ed. IBAMA, Brasília, 148 p.

CASTELLETTI, C.H.M., SILVA, J.M.C., TABARELLI, M. & SANTOS, A.M.M. 2004. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. (J.M.C. Silva, M. Tabarelli, M.T. Fonseca & L.V. Lins, orgs.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 91-100.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS - CBRO. 2010. Lista das Aves do Brasil. 8nd ed. CBRO, São Paulo. http://www.cbro.org.br (último acesso em 23/12/2010).

D'HORTA, F.M., GOUVEIA, S.F. & ROCHA, P.A. 2005. Aves. In Parque Nacional Serra de Itabaiana - Levantamento da Biota (Carvalho, C.M. & Vilar J.C., coord.). Ibama, Biologia Geral e Experimental, Aracaju, p. 63-76.

FARIAS, G.B., GIRÃO E SILVA, W.A. & ALBANO, C.G. 2006. Diversidade de aves em áreas prioritárias para conservação de aves da Caatinga. In Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação (F.S. Araujo, M.J.N. Rodal & M.R.V. Barbosa). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

FARIAS, G.B. & PEREIRA, G.P. 2009. Aves de Pernambuco: o estado atual do conhecimento ornitológico. Biotemas 22(3):1-10.

FARIAS, G.B., PEREIRA, G.P. & BURGOS, K.Q. 2010. Aves da Floresta Nacional de Negreiros (Serrita, Pernambuco). Atual. Ornitol. 157:41-46.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1 http://www.iucnredlist.org. (último acesso em 12/12/2009).

LEAL, I.R., SILVA, J.M.C., TABARELLI, M. & LACHER-JUNIOR, T.E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. Megadiversidade 1:139-146.

LIMA, C.P., SANTOS, S.S. & LIMA, R.C. 2003. Levantamento e Anilhamento da Ornitofauna na Pátria da Arara-Azul-de-Lear (*Anodorhynchus leari*, Bonaparte, 1856): um complemento ao Levantamento realizado por H. Sick, L. P. Gonzaga e D. M. Teixeira, 1987. Atual. Ornitol. 112:11-22

MAJOR, I., GONZAGA, S.J.L. & CASTRO, R. 2004. Aves da Caatinga. Edições Demócrito Rocha, Associação Caatinga, Fortaleza, 256 p.

NASCIMENTO, J.L.X. 2000. Estudo comparativo em duas Estações Ecológicas da Caatinga: Aiuaba e Seridó. Melopsittacus 3:12-35.

NASCIMENTO, J.L.X., NASCIMENTO L.S., AZEVEDO-JÚNIOR, S.M. 2000. Aves da Chapada do Araripe (Brasil): biologia e conservação. Ararajuba 8:115-125.

OLMOS, F. 1993. Birds of Serra da Capivara National Park, in "caatinga" of north-eastern Brazil. Bird Conserv. Int. 3:21-36. http://dx.doi.org/10.1017/S0959270900000769

OLMOS, F., SILVA, W.A.G. & ALBANO, C.G. 2005. Aves em oito áreas de Caatinga no sul do Ceará e Oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. Pap. Avulsos Zool. 45(14):179-199.

PACHECO, J.F. 2000. A ornitologia descobre o sertão: um balanço do conhecimento da avifauna da caatinga dos primórdios aos anos 1950. In Ornitologia Brasileiro no século XX (Straube, F.C., Oliveira, M.M.A. e Cândido-Junior, J.F., eds.). UNISUL/SOB, Curitiba, p 11-70.

PACHECO, J.F. 2004. Aves da Caatinga: uma análise histórica do conhecimento. In Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação (J.M.C. Silva, M. Tabarelli, M.T. Fonseca & L.V. Lins orgs.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 189-250 p.

ROOS, A.L., NUNES, M.F.C., SOUSA, E.A., SOUSA, A.E.B.A., NASCIMENTO, J.L.X. & LACERDA, R.C.A. 2006. Avifauna da região do Lago de Sobradinho: composição, riqueza e biologia. Ornithologia 1(2):135-160.

RUIZ-ESPARZA, A.J.M. 2010. Diversidade da avifauna da serra da Guia, Sergipe e Bahia. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe, Aracajú, 58 p.

SANTOS, A.F. & ANDRADE, J.A. 1992. Caracterização e delimitação do semi-árido sergipano. CNPq/UFS, Aracaju.

SANTOS, M.P.D. 2004. As comunidades de aves em duas fisionomias da vegetação da Caatinga no estado do Piauí, Brasil. Ararajuba. 12(2):113-123.

SIGRIST, T. 2007. Guia de campo, aves do Brasil Oriental. Avisbrasilis, São Paulo, 448 p.

SILVA, J.M.C., SOUZA, M.A. BIEBER, A.G.D. & CARLOS, C.J. 2003. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensitividade. In Ecologia e conservação da Caatinga (I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva, eds.). Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p. 237-273.

SOUSA, M.C. 2009. As aves de oito localidades do Estado de Sergipe. Atual. Ornitol. 149:33-57.

STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A. & MOSKOVITS, D.K. 1996. Neotropical Birds Ecology and Conservation. The University of Chicago Press, Chicago, 502 p.

TELINO-JÚNIOR, W.R., LYRA-NEVES, R.M. & NASCIMENTO, J.L.X. 2005. Biologia e composição da avifauna em uma Reserva Particular de Patrimônio Natural da caatinga paraibana. Ornithologia 1(1):49-57.

Recebido em 26/10/2010
Versão reformulada recebida em 06/01/2011
Publicado em 04/05/2011

Hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) collected on the inner continental shelf of the state of Rio de Janeiro, Brazil, during the Oceanographic Operations GEOCOSTA RIO I and II

Priscila Araci Grohmann[1,2], Claudio do Carmo Nogueira[1] & Vera Maria Abud Pacífico da Silva[1]

[1]Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, CCS – Bloco A – Ilha do Fundão, CEP 21941-590, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[2]Corresponding author: Priscila Araci Grohmann, e-mail: grohmann@biologia.ufrj.br

GROHMANN, P.A., NOGUEIRA, C.C. & SILVA, V.M.A.P. **Hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) collected on the inner continental shelf of the state of Rio de Janeiro, Brazil, during the Oceanographic Operations GEOCOSTA RIO I and II**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03711022011

Abstract: The Brazilian Navy (DHN/MB) commissioned a series of Oceanographic Operations covering almost the entire inner continental shelf of the country from the 1960s through the 1980s. Surveys provided geological data on the sea bottom and marine biota along the entire Brazilian coast. This report lists data on 15 hydroid species collected during Operations GEOCOSTA RIO I in 1979 and GEOCOSTA RIO II in 1986, at depths ranging from 25 to 89 m. Hydroids were obtained at two of 65 stations in Operation GEOCOSTA RIO I, each represented by one species: *Aglaophenia rhynchocarpa* Allman, 1877 and *Plumularia strobilophora* Billard, 1913. In Operation GEOCOSTA RIO II, hydroids were present at four of the 25 sampled stations. Fourteen species were recorded: *Pennaria disticha* Goldfuss, 1820, Tubulariidae mt.1, Filifera mt.1, Filifera mt.2, Bougainvilliidae mt.1, *Bimeria vestita* Wright, 1859, *Plumularia strobilophora* Billard, 1913, *Amphisbetia operculata* (Linnaeus, 1758), *Dynamena dalmasi* (Versluys, 1899), *Sertularella tenella* (Alder, 1857), *Campanularia hincksii* Alder, 1856, *Clytia gracilis* (M. Sars, 1850), *Clytia paulensis* (Vanhöffen, 1910), and *Orthopyxis integra* (Macgillivray, 1842). The ranges of three species (*Aglaophenia rhynchocarpa, Plumularia strobilophora, Clytia paulensis*) were extended southwards along the Brazilian coast. The bathymetric distributions of six species (*B. vestita*, *P. strobilophora*, *C. hincksii, C. paulensis, D. dalmasi*, *O. integra*) were also extended on the Brazilian continental shelf.
Keywords: *hydroida, list of species, taxonomy, distribution, marine fauna.*

GROHMANN, P.A., NOGUEIRA, C.C. & SILVA, V.M.A.P. **Hidróides (Cnidaria, Hydrozoa) coletados na plataforma continental interna do estado do Rio de Janeiro, Brasil, durante as Operações Oceanográficas GEOCOSTA RIO I e II**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03711022011

Resumo: A marinha brasileira (DHN/MB) promoveu, de 1960 a 1980, uma série de operações oceanográficas, cobrindo quase toda a plataforma continental interna brasileira. As pesquisas forneceram dados geológicos sobre o fundo e a biota marinha ao longo de toda a costa brasileira. Este relato lista dados sobre 15 espécies de hidróides coletadas durante as operações GEOCOSTA RIO I, em 1979 e GEOCOSTA RIO II, em 1986, em profundidades variando de 25 e 89 m. Os hidróides foram obtidos em duas das 65 estações da Operação GEOCOSTA RIO I, cada uma representada por uma especie: *Aglaophenia rhynchocarpa* Allman, 1877 e *Plumularia strobilophora* Billard, 1913. Durante a Operação GEOCOSTA RIO II, 14 espécies foram obtidas em quatro das 25 estações: *Pennaria disticha* Goldfuss, 1820, Tubulariidae mt.1, Filifera mt.1, Filifera mt.2, Bougainvilliidae mt.1, *Bimeria vestita* Wright, 1859, *Plumularia strobilophora* Billard, 1913, *Amphisbetia operculata* (Linnaeus, 1758), *Dynamena dalmasi* (Versluys, 1899), *Sertularella tenella* (Alder, 1857), *Campanularia hincksii* Alder, 1856, *Clytia gracilis* (M. Sars, 1850), *Clytia paulensis* (Vanhöffen, 1910), e *Orthopyxis integra* (Macgillivray, 1842). A distribuição de três espécies (*Aglaophenia rhynchocarpa, Plumularia strobilophora, Clytia paulensis*) foi ampliada na costa brasileira rumo ao sul. A distribuição batimétrica de seis espécies (B. *vestita*, *P. strobilophora*, *C. hincksii, C. paulensis, D. dalmasi*, *O. integra*) também foi ampliada na plataforma continental brasileira.
Palavras-chave: *hydroida, lista de espécies, taxonomia, distribuição, fauna marinha.*

Introduction

The first comprehensive studies on hydroids from Brazil were undertaken during the mid-twentieth century by Marta Vannucci, of the Universidade de São Paulo (Vannucci-Mendes 1946, Vannucci 1949, 1950, 195la, b, 1954, 1956). Prior to her work, the only information on the group in the region was based on a few scattered reports by foreign hydroid researchers. These included examinations of material from large oceanic expeditions carried out in the nineteenth and twentieth centuries (e.g. Allman 1888, Nutting 1900, 1904), or studies of material housed in museums abroad (e.g. Jäderholm 1903, Vervoort 1946). One of the most famous expeditions visiting Brazil was the British Beagle Expedition (1831-1836). Its naturalist, Charles Darwin, first wrote about the arenite reefs of Pernambuco and coral reefs of the northeast coast. The Swedish Eugenie Expedition (1851-1853) collected material at Cabo Frio, Rio de Janeiro. The American Hassler Expedition (1872), led by Louis Agassiz, stopped at Pernambuco for coal and also stayed in Rio de Janeiro. The British Challenger Expedition (1872-1876) collected material along a transect extending from Fernando de Noronha Archipelago to the state of Bahia. The American Albatross Expedition (1887-1888) cruised mainly off the states of Paraíba and Rio de Janeiro. The Scottish National Antarctic Expedition (1902-1904) stopped at São Pedro e São Paulo Archipelago, on the mid-Atlantic ridge 870 km from the nearest land, and at Fernando de Noronha Archipelago, off Pernambuco state. The British Antarctic Expedition (1910) passed off Rio de Janeiro and Trindade Island.

Specimens of hydroids collected off the Brazilian coast by these expeditions exist in several museums overseas and most important collections are held at the Schwedische Reichsmuseum in Stockholm (Jäderholm 1903), the Rijksmuseum van Natuurlijke Historie in Leiden, and the Zoological Museum in Amsterdam (Vervoort 1946) and the Royal Scottish Museum in Edinburgh (Rees & Thursfield 1965). Jäderholm (1903) listed a few species collected by the frigate Eugenie [*Obelia bidentata* Clarke, 1875; *Hebella scandens* (Bale, 1888) = *Lafoea cylindrica* von Lendenfelt, 1843; *Sertularella tenella* (Alder, 1856)]. Vervoort (1946) identified several species collected off Caravelas, at Bahia [*Idiellana pristis* (Lamouroux, 1816) = *Idiella pristis* (Lamouroux, 1816); *Aglaophenia rhynchocarpa* Allman, 1877 = *A. rathbuni* Nutting, 1900].

A series of oceanographic operations covering almost the entire inner continental shelf of Brazil, commissioned by the Diretoria de Hidrografia e Navegação do Ministério da Marinha (DHN/MM), were carried out from the 1960s through the 1980s. These were designated as NORTE-NORDESTE I (1967), NORTE-NORDESTE II (1968), LESTE II (1969), PLATSUL I (1977), CONVERSUT I (1977), CONVERSUT II (1978), GEOMAR X (1978), GEOCOSTA RIO I (1979) and GEOCOSTA RIO II (1986). Both plankton and benthic communities were sampled, but more reports have appeared on plankton (Nogueira 1977, Hubold & Gurgel 1977, Hubold 1979, Silva 1979, Abreu & Nogueira 1989, Bonecker et al. 1993, Dias 1996) because more Brazilian specialists were working on that community at the time. Reports on benthos include studies of Mollusca (Absalão 1986, 1989, Absalão & Cruz 1990, Gomes & Absalão 1996). The first study on cnidarians from these cruises appeared as a report of the Operation GEOMAR X, covering the coast from Cabo de São Tomé to southern Bahia, in the area between the 16° and 22° south parallels (Grohmann et al. 2003). The present report lists species collected during two other cruises, GEOCOSTA RIO I (1979) and GEOCOSTA RIO II (1986) that explored the State of Rio de Janeiro inner continental shelf.

Material and Methods

Operation GEOCOSTA RIO I was undertaken in 1979 along the coast of the state of Rio de Janeiro from north of Cape Buzios to near Juatinga Point, south of Angra dos Reis, aboard Oceanographic Vessel Almirante Câmara (Navio Oceanográfico Almirante Câmara) (Figure 1).

A total of 65 bottom stations, extending bathymetrically to the 100 m isobath, were sampled using a 0.35 m^2 van Veen grab. Aboard ship, samples were washed through sieves with 1 mm mesh. Material was rough-sorted into major groups, fixed in a 10% formalin solution in seawater, and labeled with the main field data.

Operation GEOCOSTA RIO II covered the coast of Rio de Janeiro, in 1986, from south of Cabo Frio Island to near Araruama County using R/V Suboficial Oliveira (Aviso de Pesquisa Suboficial Oliveira). This area ranges between 22° 55' S; 042° 00' W and 23° 05' S; 042° 20' W (Figure 1). Sampling was undertaken at a series of 25 stations, arranged along five transects perpendicular to the coast and located 2.5 to 4 nautical miles from each other. The five transects were termed Transect A (near Figueira Bay, just in front of the mileage beacon), Transect B (off Franceses Island), Transect C (off the Focinho do Cabo, at Cabo Frio Island), Transect D (off Pernambucana Lagoon), and Transect E (between Gaivotas and Tucuns bays) (Alves 1990). The number of stations per transect ranged from three to six, about 1 nautical mile apart from each other. Benthic samples were obtained with a 0.1 m^2 van Veen grab weighing 35 kg. A rectangular dredge (60 × 50 × 21 cm, with a metal screen having a 1.5 cm mesh opening) was also towed for some 3-5 minutes at each station. Because of the limited length of the cable available, dredge samples were limited to the shallower stations (25 to 89 m) on each transect (see round marks in Figure 1). The material was washed and processed the same way as the last operation.. Hydroids were present in samples dredged on stations A1, B1 and E1 (Figure 1, Table 1). In the laboratory, hydroids from both operations were mounted on slides [as described by Maÿal (1973), modified by Souza (1987)]. Preserved samples and slides are deposited in the wet and slide collections of the Laboratory of Cnidaria in the Department of Zoology of the Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (IBUFRJ).

Abiotic data including depth, temperature, and salinity were measured at each station. Depth was obtained by echo sounding and temperature and salinity from water samples taken with a Nansen bottle (Alves, 1990) (see Table 2).

Results

A total of 15 species were distinguished in samples from GEOCOSTA RIO I and GEOCOSTA RIO II. Their identifications followed various descriptions (Vannucci 1951a, 1954, Millard 1975, Calder 1988, 1990, 1997, Migotto 1996) (Figures 2 and 3).

Class Hydrozoa Owen, 1843

Subclass Hydroidolina Collins, 2000

Order Anthoathecata Cornelius, 1992

Suborder Capitata Kühn, 1913

Family Pennariidae McCrady, 1859

1. *Pennaria disticha* Goldfuss, 1820

Family Tubulariidae Fleming, 1828

2. Tubulariidae mt.1

Suborder Filifera Kühn, 1913

3. Filifera mt.1

4. Filifera mt.2

Family Bougainvilliidae Lütken, 1850

5. Bougainvilliidae mt.1

6. *Bimeria vestita* Wright, 1859a

Order Leptothecatae Cornelius, 1992

Suborder Conica Broch, 1910

Family Aglaopheniidae Marktanner-Turneretscher, 1890

7. *Aglaophenia rhynchocarpa* Allman, 1877

Family Plumulariidae Hincks, 1868

8. *Plumularia strobilophora* Billard, 1913

Family Sertulariidae Lamoroux, 1812

9. *Amphisbetia operculata* (Linnaeus, 1758)

10. *Dynamena dalmasi* (Versluys, 1899)

11. *Sertularella tenella* (Alder, 1857)

Suborder Proboscoida Broch, 1910

Family Campanulariidae Johnston, 1837

12. *Campanularia hincksii* Alder, 1856

13. *Clytia gracilis* (M. Sars, 1850)

14. *Clytia paulensis* (Vanhöffen, 1910)

15. *Orthopyxis integra* (Macgillivray, 1842)

The unidentified species are characterized as the following diagnosis:

Tubulariidae mt 1:

Colonies formed by unbranched stems bearing single terminal hydranths. Erect slightly annulated hydrocauli, with firm perisarc. Hydranths provided with oral and aboral filiform tentacles. Gonophores present just above aboral tentacles, with medusa-buds.

Filifera mt 1:

Colony formed by erect hydrocauli, annulated at base. Stems annulated at base arising from the hydrocauli alternatively. Hydranth provided with a circle of filiform tentacles around the hypostome. Perisarc extending the tentacles base slightly (pseudohydrotheca?).

Filifera mt.2:

Stolonal colony with stems arising from hydrorhiza; hydranth provided with a circle of filiform tentacles around the hypostome. Perisarc slightly investing the lower part of the hydranth body (pseudohydrotheca?).

Bougainvilliidae mt.1

Colony with erect annulated hydrocauli and smooth apophysis stem. Annulated stems alternately arising from apophysis in the hydrocauli. Hydranths provided with a circle of filiform tentacles around the hypostome. Perisarc slightly investing the lower part of the hydranth body (pseudohydrotheca?).

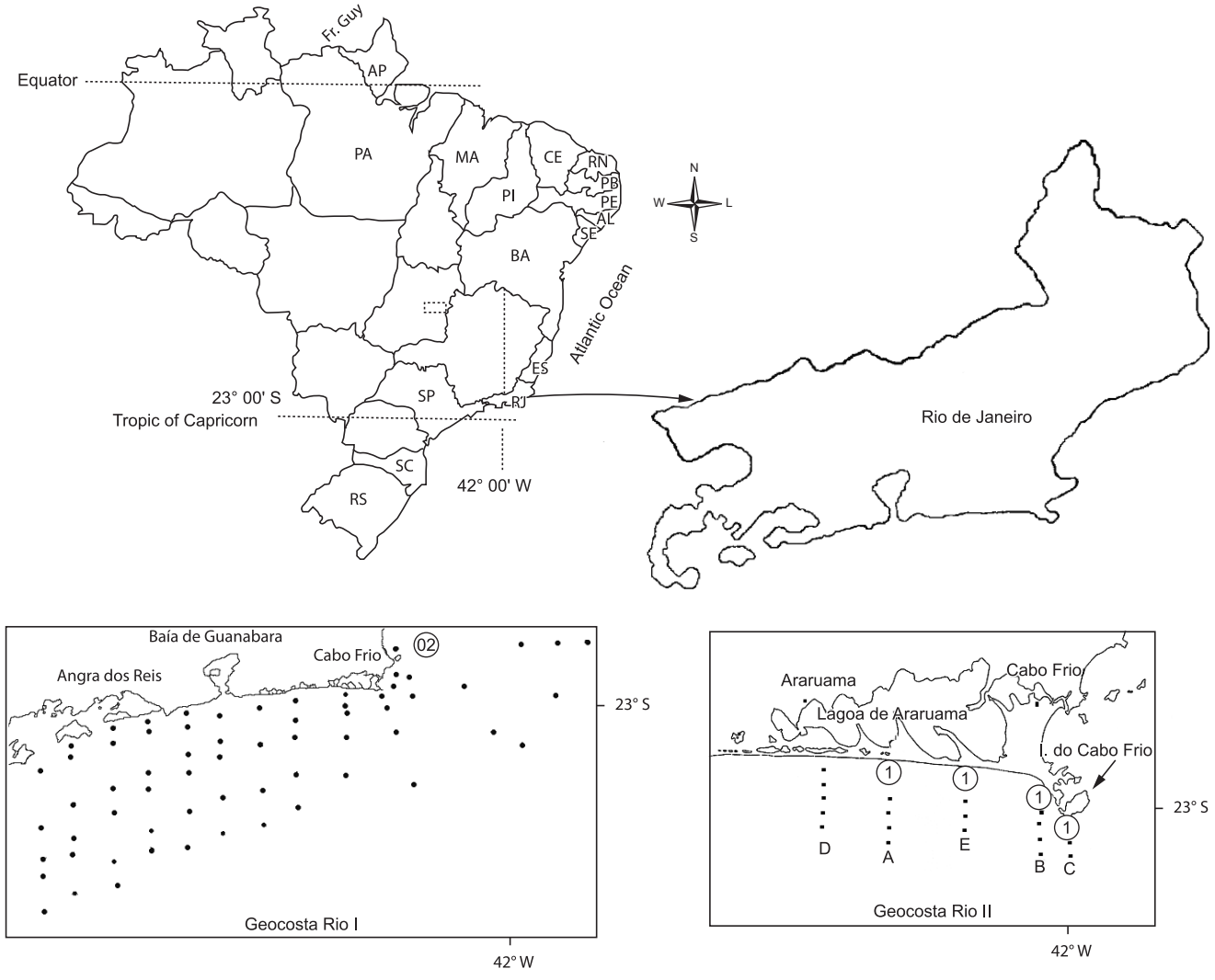


Figure 1. Map showing the collecting areas, along the Brazilian coast, of the two Oceanographic Operations: Study Area 1 - Operation GEOCOSTA RIO I; Study Area 2 - Operation GEOCOSTA RIO II. Round marks = stations presenting hydroids.

Table 1. Species per site of collection in GCR I and GCR II (= Operations GEOCOSTA RIO I and GEOCOSTA RIO II).

Species	GCR I		GCR II				Foc (%)	Distrib. along the Brazilian coast
	#unkn	#2	#A1	#B1	#C1	#E1		
Pennaria disticha	0	0	0	X	0	X	50,0	CE, FN, PE, BA, ES, RJ, SP, PR, SC
Tubulariidae mt 1	0	0	X	X	0	**X***	75,0	-
Filifera mt 1	0	0	X	0	0	0	25,0	-
Filifera mt 2	0	0	0	0	X	0	25,0	-
Bougainvilliidae mt 1	0	0	X	0	0	X	50,0	-
Bimeria vestita	0	0	0	**X***	0	0	25,0	CE, BA, ES, RJ, SP
Aglaophenia rhynchocarpa	X	0	0	0	0	0	25,0	BA, **RJ**
Plumularia strobilophora	0	X	0	X	0	0	25,0	ES, **RJ**
Amphisbetia operculata	0	0	0	X	0	0	25,0	RJ
Dynamena dalmasi	0	0	0	X	0	0	25,0	BA, RJ, SP
Sertularella tenella	0	0	0	X	X	0	50,0	BA, RJ
Campanularia hincksii	0	0	0	X	X	0	50,0	BA, RJ
Clytia gracilis	0	0	0	X	0	0	25,0	PE, BA, RJ, SP
Clytia paulensis	0	0	0	**X***	X	0	50,0	PE, ES, **RJ**
Orthopyxis integra	0	0	0	**X***	0	0	25,0	RJ, PR
Total	1	1	3	11	4	3	-	-

= station of collection; 0 = absent; X = present; X* = present and fertile; Foc = frequency of occurrence. Distrib. = distribution; mt = morphotype. CE = Ceará; FN = Fernando de Noronha Archipelago (PE); PE = Pernambuco; BA = Bahia; ES = Espírito Santo; RJ = Rio de Janeiro; SP = São Paulo; PR = Paraná; SC = Santa Catarina. The extended distributions are indicated in bold face.

Table 2. Data relative to operations Geocosta Rio I and Geocosta Rio II.

Oper	sta	Date	Coords	Depth (m)	Depth Secchi (m)	T °C	Wc IBUFRJ	Sc IBUFRJ	Substrate
GCR I	?01	31/07/79	-	-	-	-	0-267 0-268	0-657	-
	02	31/07/79	22° 41' S; 41° 43,5 W	50	?	21,4	0-269	0-656	mud + gravel
GCR II	A1	08/05/86 dredge	22° 57'35 S; 42° 13'94 W	29	9	20	0-504	0-576 0-1106 0-1107	medium sand
	B1	24/03/86 dredge	22° 59'17 S; 42° 02'34 W	35	11	19	0-497 0-502 0-503 0-1108 to 0-1116	0-577 0-578	medium to fine sand
	C1	24/03/86	23° 01'20 S; 42° 00'00 W	89	16	22,8	0-496 0-507 0-508	0-579 0-580 0-1117 0-1118	sandy mud
	E1	26/03/86 dredge	22° 57'05 S; 42° 00'00 W	25	8	18	0-498 0-501	0-581 to 0-583	medium sand

Oper = Operation, sta = stations, coords =geographic coordinates, T°C = temperature on the Celsius scale, S = salinity; Wc *IBUFRJ*-n = wet collection of Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro-catalog number; Sc *IBUFRJ*-n = slide collection of Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro-catalog number.

1. Hydroids collected during Operation GEOCOSTA RIO I

Hydroids were present at two of the 65 stations (3.1%), each with a single species. *Aglaophenia rhynchocarpa* was collected at an unidentified station (#unkn), as the label was damaged and unreadable. The other species, *Plumularia strobilophora*, was obtained at station 2 (#2). The known depth range of this species was extended to 50 m. Both stations were sampled on 31/07/79. Table 1 shows the characterization data of the two stations where hydroids were present (#unknown and #2) and their distribution along the Brazilian coast. Salinity measured in #2 was 36.01.

2. Hydroids collected during Operation GEOCOSTA RIO II

Four (16%) of the 25 stations sampled during this operation yielded hydroids, totaling 14 species: *Pennaria disticha*, Tubulariidae mt.1, Filifera mt.1, Filifera mt.2, Bougainvilliidae mt.1, *Bimeria vestita*, *Plumularia strobilophora*, *Amphisbetia operculata*, *Dynamena dalmasi*, *Sertularella tenella*, *Campanularia hincksii*, *Clytia gracilis*, *Clytia paulensis*, and *Orthopyxis integra*. The most frequent of these was Tubulariidae mt.1 (75%). Four of the species were fertile (Tubulariidae mt.1, *B. vestita*, *C. paulensis*, *O. integra*) (see Table 1). Also depth ranges of five species were extended:

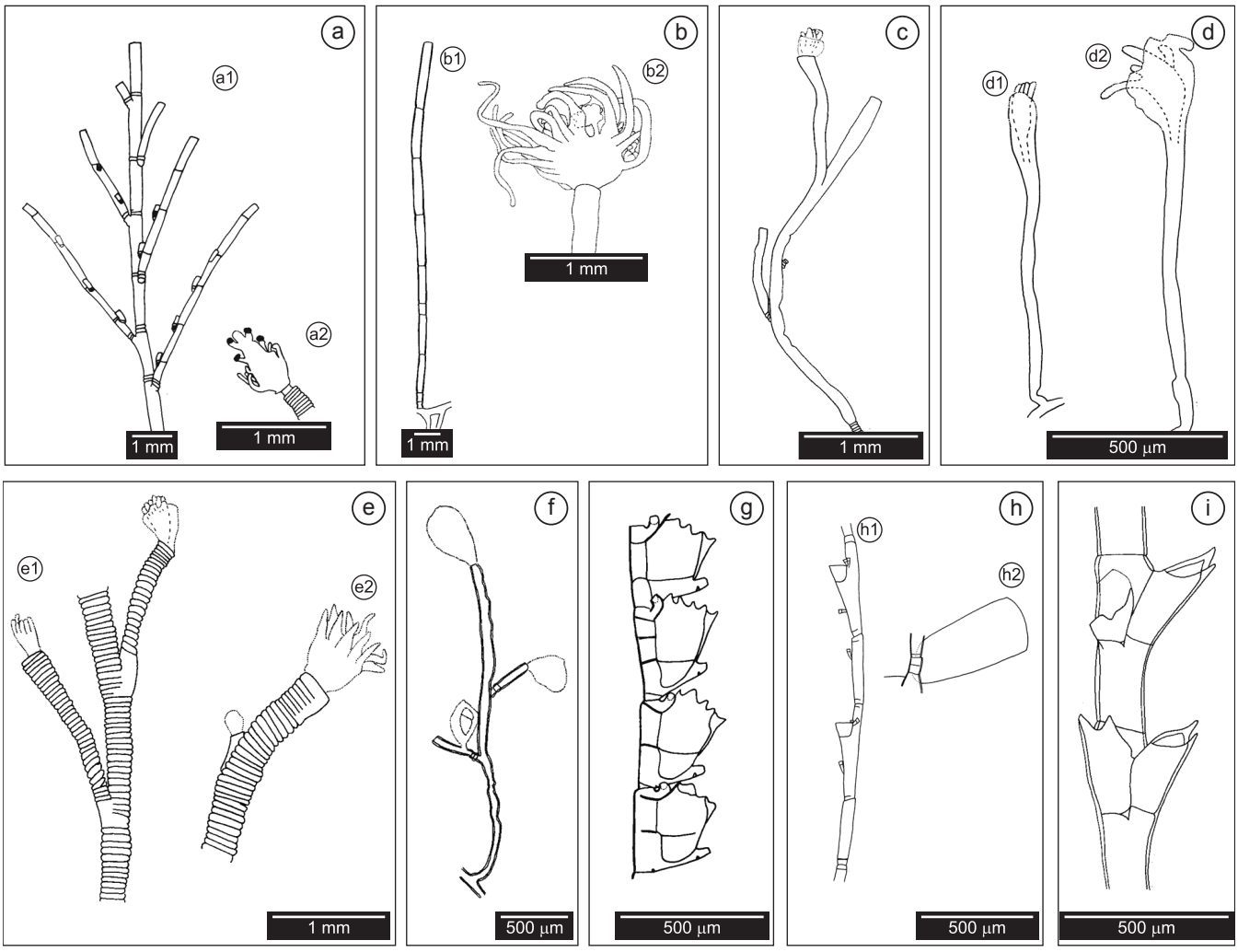


Figure 2. a) *Pennaria disticha* Goldfuss, 1820: a1-colony bearing hydrocaulus and hydrocladia; a2-peduncle and hydranth. Bar = 1 mm; b) Tubulariidae mt.1: b1-colony bearing hydrorhiza and hydrocaulus; b2-hydrocaulus and hydranth with gonophores between the two whorls of tentacles. Bar = 1 mm; c) Filifera mt.1: colony bearing hydrocaulus, peduncles and hydranths (with pseudohydrotheca?). Bar = 1 mm; d) Filifera mt.2: d1-colony bearing stolon, peduncle and hydranth (with pseudohydrotheca?); d2-colony with peduncle and hydranth (with pseudohydrotheca?). Bar = 500 µm; e) *Bougainvillia* mt.1: e1-colony bearing hydrocaulus, peduncles and hydranths (with pseudohydrotheca?); e2-peduncle and hydranth without pseudohydrotheca. Bar = 1 mm; f) *Bimeria vestita* Wright, 1859: colony bearing hydrorhiza, hydrocaulus, peduncles, hydranths and gonophore. Bar = 500 µm; g) *Aglaophenia rhynchocarpa* Allman, 1877: colony bearing hydrocladia, internodes, hydrothecae and nematothecae. Bar = 500 µm; h) *Plumularia strobilophora* Billard, 1913: h1-colony bearing hydrocladia, internodes, hydrothecae and nematothecae; h2-gonotheca and parts of the hydrocaulus and hydrocladia. Bar = 500 µm; i) *Amphisbetia operculata* (Linnaeus, 1758): colony bearing hydrocaulus, internodes and hydrothecae. Bar = 500 µm.

B. vestita, *D. dalmasi* and *O. integra* to 35 m, and *C. hincksii* and *C. paulensis* to 89 m (Table 2). Geographic ranges of three species were extended southwards, along the Brazilian coast, considering both operations: *A. rhynchocarpa* and *P. strobilophora*, collected during GEOCOSTA RIO I (Table 1), and *C. paulensis*, collected during GEOCOSTA RIO II. Table 1 shows the characterization data of the stations where hydroids were present and the species distribution along the Brazilian coast. Salinity was the only abiotic factor that almost did not change along the stations. It was higher in #E1 (36.95) and lower in #C1 (36.16).

Discussion

1. Distribution

1.1. Operation GEOCOSTA RIO I

Aglaophenia rhynchocarpa, obtained at an unknown station (probably #1), had been found previously in Brazil only off Caravelas, on the coast of Bahia. Nutting (1900) stated that the specimen housed at the United States National Museum was collected by

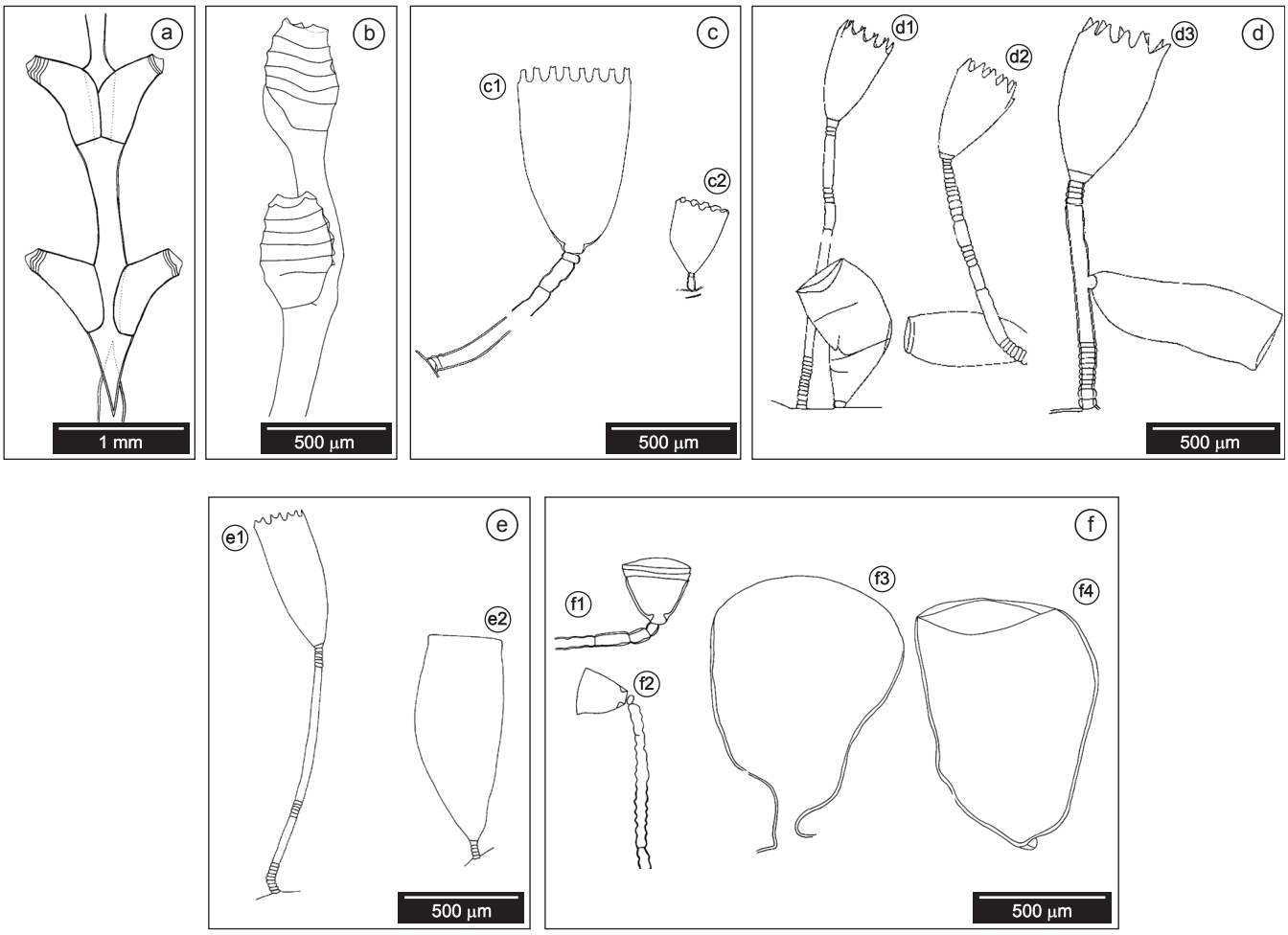


Figure 3. a) *Dynamena dalmasi* (Versluys, 1899): colony bearing hydrocaulus, internodes and hydrothecae. Bar = 500 µm; b) *Sertularella tenella* (Alder, 1856): part of a colony bearing hydrocaulus and hydrothecae. Bar = 500 µm; c) *Campanularia hincksii* Alder, 1856: c1 and c2-pieces of colony bearing stolon, peduncle and hydrotheca. Bar = 500 µm; d) *Clytia gracilis* (M. Sars, 1850): d1, d2 and d3-pieces of colonies bearing stolon, peduncle, hydrotheca and gonotheca. Bar = 500 µm; e) *Clytia paulensis* (Vanhöffen, 1910): e1-colony bearing stolon, peduncle and hydrotheca; e2-stolon and gonotheca. Bar = 500 µm; f) *Orthopyxis integra* (MacGillivray, 1842): f1-colony bearing peduncle and hydrotheca; f2-stolon, peduncle and hydrotheca; f3 and f4-gonothecae. Bar = 500 µm.

Richard Rathbun in 1876. Later, colonies of the same species from the Zoological Museum at Amsterdam and labeled as having been collected by Kroon on 10 March 1896 were reported by Vervoort (1946). During his studies of the hydroids housed in the ZMA, Vervoort identified the species as *A. rathbuni*, but in a later paper (Vervoort 1959) assigned it to the synonymy of *A. latecarinata* Allman. Recently, *A. rathbuni* was considered a synonym of *A. rhynchocarpa* Allman, 1877 (Calder 1997). The species, believed by Vervoort (1946) to be limited in distribution, has not otherwise been reported in the literature from Brazil. Its discovery off the state of Rio de Janeiro, at a GEOCOSTA RIO I station, suggests that it is merely uncommon. *Plumularia strobilophora*, collected at station 2 (#2), had previously been found in Brazil only at Trindade Island, state of Espírito Santo (Vannucci 1951a) (Table 1).

1.2. Operation GEOCOSTA RIO II

Pennaria disticha has recently been reported from Ceará (Shimabukuro et al. 2006), Pernambuco, in the Fernando de Noronha Archipelago (Eston et al. 1986, Pires et al. 1992) and near Tamandaré (Calder & Maÿal 1998), as well as from Bahia (Kelmo & Santa-Isabel 1998, Grohmann et al. 2003), Espírito Santo (Vannucci 1951b, Souza 1987, Grohmann et al. 1997), Rio de Janeiro (Vannucci 1950, 1951a) São Paulo (Vannucci 1954, Migotto & Silveira 1987, Silveira & Migotto 1991, Migotto 1996, Rosso & Marques 1997, Marques & Migotto 2004), Paraná (Vannucci 1954, Migotto 1996) and Santa Catarina (Silveira & Migotto 1991). *Bimeria vestita* is known from Ceará (Shimabukuro et al. 2006), Bahia (Kelmo & Santa-Isabel 1998), Espírito Santo (Grohmann et al. 1997), and São Paulo (Migotto 1996, Rosso & Marques 1997, Marques & Migotto 2004). As noted above, *Plumularia strobilophora* has been previously reported only at Trindade Island, state of Espírito Santo (Vannucci 1951a). *Amphisbetia operculata* has been recorded earlier only from Rio de Janeiro (Vannucci 1954, Grohmann et al. 2008). This species is probably limited in distribution or even uncommon, since it has not otherwise been reported in Brazil. *Dynamena dalmasi* was previously found in Bahia (Ritchie 1909, Grohmann et al. 2003) and São Paulo (Migotto 1996). *Sertularella tenella*, reported from

Bahia by Grohmann et al. (2003), was first collected in Brazil in Cabo Frio, Rio de Janeiro, during the Eugenie Expedition (Jäderholm 1903). *Campanularia hincksii* was recently reported for Bahia by Grohmann et al. (2003), although it was first collected by Vannucci (1954) in Rio de Janeiro as *Campanularia hesperia*. *Clytia gracilis* has been found in Pernambuco (Calder & Maÿal 1998), Bahia (Grohmann et al. 2003) and São Paulo (Migotto 1996, Migotto et al. 2001). *Clytia paulensis* has still been obtained in Pernambuco (Calder & Maÿal 1998) and Espírito Santo (Grohmann et al. 1997). Finally, *Orthopyxis integra* has been reported from Rio de Janeiro [Vannucci (1949) as *O. minuta* sp. nov.] and Paraná (Haddad 1992) (Table 2).

2. Sistematics

Hydroids in general are composed of very delicate material, mainly the anthoathecatae, so that they are easily damaged when collected with heavy equipment such as grabs and dredges. Sometimes, they can hardly be identified because of this. On the other hand, it is not always possible to be sure about a species because of the lack of data about its biological cycle.

Concerning the Tubulariidae mt.1, the specimens observed resemble both *Ectopleura dumortieri* (van Beneden, 1844) and *Pinauay ralphi* (Bale, 1884). As differential characters, Migotto & Silveira (1987) mentioned the presence of four endodermic canals on the hydrocauli of the polyps and the production of medusoids in *E. dumortieri* and the lack of these canals and the production of cryptomedusoids in *P. ralphi*. As these endodermic canals were not seen on the examined material, the species is assumed to be *P. ralphi.*

Filifera mt.1 and Filifera mt.2 show characteristics assigned to different genera of different families of Filifera, so that the identification of these morphotypes is solely speculative. Filifera mt.1 seems much like *Leuckartiara octona* (Fleming, 1823), but the material was too damaged to be certain; so few specimens of Filifera mt.2 were available that identification was also impossible.

With regard to the Bougainvilliidae mt.1, Migotto et al. (2002) reported six genera of Bougainvilliidae for Brazil: *Bimeria* Wright, 1859; *Garveia* Wright, 1859; *Bougainvillia* Lesson, 1830; *Parawrightia* Warren, 1907; *Rhizorhagium* M. Sars, 1877; and *Thamnostoma* Haeckel, 1879. They noted that *Bougainvillia* is the most common hydrozoan genus in Brazil, but almost all its species have been recorded as medusae, namely *B. carolinensis* (McCrady, 1859); *B. frondosa* Mayer, 1900; *B. muscus* (Allman, 1863); *B. niobe* Mayer, 1894; *B. platygaster* (Haeckel, 1879); and *B. trinema* (von Lendenfeld, 1884). Until the early 1990s, only *B. rugosa* Clarke, 1882 had been reported in both hydroid and medusa stages. Then, working on hydroid stages, Haddad (1992) identified *B. muscus* [=*Bougainvillia ramosa* (van Beneden, 1844)] in Paraná. The colonies reported here as Bougainvilliidae mt.1 have an annulated perisarc, and occasionally a pseudohydrotheca can be seen around the hydranths. Another marked characteristic is the presence of tiny smooth regions at the apophysis of the hydranths (see Plate 1). Vannucci & Rees (1961) stated that environmental factors could greatly influence the appearance of the *Bougainvillia* species, so that sometimes they differ little from each other. The same opinion was shared by Calder (1988) in his study of shallow-water Athecatae hydroids of Bermuda. According to the general morphological characters, the closed species to this morphotype is *Perigonimus robustus* Fraser, 1938; nevertheless, this species possesses undulated pseudohydrothecae and their hydrocauli are deprived of smooth regions. Millard (1975) recorded *Bougainvillia muscus* [(=*Bougainvillia ?ramosa* (van Beneden, 1844)] from South Africa, and her drawing also looks somewhat like this species. However, because they were sterile these hydroids could not be identified to genus and further study is needed to establish their identity.

According to Nishihira (1969), while some hydroid species are indifferent to substratum, others are highly exigent. The number of species found during this work was probably limited by the nature of the substrate in both study areas. Sand (sometimes with shell gravel) and/or mud predominated, providing unfavorable conditions for settlement of the larval stages of numerous species. Earlier authors, such as Werner (1963), stated that in hydroids the first attachment to the substratum is effected by means of the adhesive effect of the nematocysts of their larvae, thus enlarging the area of contact. Probably for this reason, with the exception of the interstitial species, hydroids are infrequent on mud or sand. Although many species are substrate generalists, they are most prevalent on consolidated bottoms, as epilithic forms (e.g. Henry & Kenchington 2004), in the phytal, as epiphytic forms (e.g. Nishihira 1969, Boero & Fresi 1985, Oliveira & Marques 2007) and/or attached on other animals as epizoic forms (e.g. Piraino et al. 1992, Boero & Hewitt 1992, Henry & Kenchington 2004). Hydroids were also most diverse and abundant during this study at stations nearest the coast. According to Millard (1978), shallow waters constitute the optimum zone for hydroids.

Acknowledgements

Our special thanks are due to our colleagues Dale R. Calder of the Department of Natural History, Royal Ontario Museum, Canada and Tito Lotufo of the Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, for revising and improving the manuscript; Janet W. Reid, research associate with the Virginia Museum of Natural History, USA, for the first English version. Thanks are also due to the two anonymous reviewers for suggestions and to Orane F. S. Alves of the Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, for permitting the use of data from her unpublished thesis. To the Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (DHN-MB) for the opportunity to sail on its oceanographic vessels from the 1960s to the 1980s

References

ABREU, P.C.O.V. & NOGUEIRA, C.R. 1989. Spatial distribution of Siphonophora species at Rio de Janeiro coast, Brazil. Ciên. Cult. 41(9):897-902.

ABSALÃO, R.S. 1986. Moluscos da comissão oceanográfica GEOCOSTA-RIO I, RJ, Brasil. Rev. Brasil. Biol. 46(1):27-31.

ABSALÃO, R.S. 1989. Padrões distributivos e zoogeografia dos moluscos da plataforma continental brasileira. Parte III Comissão Oceanográfica ESPÍRITO SANTO. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 84 (Supl. IV):1-6.

ABSALÃO, R.S. & CRUZ, R.L.S. 1990. Moluscos da plataforma continental brasileira. Parte II. Comissão Oceanográfica GEOMAR X. Naturalia. 15:21-33.

ALLMAN, G.J. 1888. Report on the Hydroida dredged by H.M.S. Challenger during the years 1873-76. Part II - The Tubularinae, Corymorphinae, Campanularinae, Sertularinae and Thalamophora. Report on the Scientific Results of the Voyage of the H.M.S. Challenger during the years 1873-76. Zoology. 23(70):1-90.

ALVES, O.F.S. 1990. Associações de moluscos e Echinodermos da plataforma continental interna entre Cabo Frio e Saquarema (RJ) e suas características ambientais. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BOERO, F. & FRESI, E. 1986. Zonation and evolution of a rocky bottom hydroid community. PSZN I: Mar. Ecol. 7(2):123-150. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0485.1986.tb00152.x

BOERO, F. & HEWITT, C. 1992. A hydrozoan, *Zanclella bryozoophila* n.gen., n.sp. (Zancleidae) symbiotic with a bryozoan, with a discussion of the Zancleoidea. Can. J. Zool. 70:1645-1651. http://dx.doi.org/10.1139/z92-229

BONECKER, S.L.C.; NOGUEIRA, C.R.; BONECKER, A.C.T.; SANTOS, L.H.S.; REYNIER, M.V. & TENENBAUM, D.R. 1993. Estudo hidrográfico e planctonológico da região entre Cabo Frio (Rio de Janeiro) e o Arquipélago de Abrolhos (Bahia) - Brasil. Nerítica 7(1-2):71-86.

CALDER, D.R. 1988. Shallow-water hydroids of Bermuda- The Athecate. Life Sci. Contrs Roy. Ontario Mus. 148:1-107.

CALDER, D.R. 1990. Shallow-water hydroids of Bermuda-The Thecatae, exclusive of Plumularioidea. Life Sci. Contrs Roy. Ontario Mus. 154:1-140.

CALDER, D.R. 1997. Shallow-water Hydroids of Bermuda: The Thecatae (Superfamily Plumularioidea). Life Sci. Contrs Roy. Ontario Mus. 161:1-85.

CALDER, D.R. & MAŸAL, E.M. 1998. Dry season distribution of hydroids in a small tropical estuary, Pernambuco, Brazil. Zool. Verh. 323:69-78.

DIAS, C.O. 1996. Copépodes da costa leste do Brasil. Arq. biol. tecnol. 39(1):113-122.

ESTON, V.R., MIGOTTO, A.E., OLIVEIRA FILHO, E.C., RODRIGUES, S.A. & FREITAS, J.C. 1986. Vertical distribution of benthic marine organisms on rocky coasts of Fernando de Noronha Archipelago (Brazil). Bolm Inst. Oceanogr. S. Paulo 34:37-53.

GOMES, R.S. & ABSALÃO, R.S. 1996. Os Caecidae (Mollusca, Prosobranchia, Mesogastropoda) da Operação Oceanográfica GEOMAR XII. Rev. Bras. Zool. 13(2):513-531. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751996000200019

GROHMANN, P.A., MORANDINI, A.C. & MARQUES, A.C. 2008. Medusozoa (Cnidaria) do Norte Fluminense. I. Macaé, RJ. In XXVII Congresso Brasileiro de Zoologia. Sociedade Brasileira de Zoologia, Curitiba. Abstract P-1066. www.cbz2008.com.br

GROHMANN, P.A., NOGUEIRA, C.C., & SILVA, V.M.A.P. 2003. Hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) collected on the continental shelf of Brazil during the GEOMAR X Oceanographic Operation. Zootaxa 299:1-19.

GROHMANN, P.A., SOUZA, M.M. & NOGUEIRA, C.C. 1997. Hydroids from the vicinity of a large industrial area in Vitória, Espírito Santo, Brazil. In Proceedings of the VI International Conference on Cœlenterate Biology (J.C. den Hartog, ed.). National Natuurhistorische Museum, Leiden, p.227-232.

HADDAD, M.A. 1992. Hidróides (Cnidaria, Hydrozoa) de costões rochosos do litoral sul do estado do Paraná. 121p. Tese de dissertação, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

HENRY, L-A. & KENCHINGTON, E. 2004. Differences between epilithic and epizoic hydroid assemblages from commercial scallop ground in Bay of Fundy, northwest Atlantic. Mar. Ecol. Progr. Ser. 266:123-134. http://dx.doi.org/10.3354/meps266123

HUBOLD, G. 1979. Considerações metodológicas sobre a coleta de plâncton realizada durante as operações CONVERSUT I e II (1977-1978). Anais Hidrog. 36:23p.

HUBOLD, G. & GURGEL, I.M. 1977. Plankton volumes, temperature, and salinity distribution off Rio de Janeiro: preliminary results of the cruise "Operação RIO DE JANEIRO I. 06/06-17/06/1977". Instituto de Pesquisas da Marinha, Rio de Janeiro, v.131, p.1-9.

JÄDERHOLM, E. 1903. Aussereuropäische Hydroiden im Schwedischen Reichsmuseum. Ark. Zool. 1:259-312.

KELMO, F. & SANTA-ISABEL, L.M. 1998. The athecate hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) from Northern Bahia, Brazil. Rev. Biol. Trop. 46(supl. 5):61-72.

MARQUES, A.C. & MIGOTTO, A.E. 2004. Hidrozoários (Cnidaria) marinhos bentônicos da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In Ambiente, Flora e Fauna da Estação Ecológica Juréia-Itatins (O.A.V. Marques & W. Duleba, eds.). Holos, Ribeirão Preto, p.170-176.

MAŸAL, E.M. 1973. Hidróides (Hydrozoa, Hydroida) de Pernambuco. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MIGOTTO, A.E. 1996. Benthic shallow-water hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) of the coast of São Sebastião, Brazil, including a checklist of Brazilian hydroids. Zool. Verh. 306:125p.

MIGOTTO, A.E., MARQUES, A.C. & FLYNN, M.N. 2001. Seasonal recruitment of hydroids (Cnidaria) on experimental panels in the São Sebastião Channel, Southeastern Brazil. Bull. Mar. Sci. 68(2):287-298.

MIGOTTO, A.E., MARQUES, A.C., MORANDINI, A.C. & SILVEIRA, F.L. 2002. Checklist of the Cnidaria Medusozoa of Brazil. Biota Neotrop. 2(1):1-35.

MIGOTTO, A.E. & SILVEIRA, F.L. 1987. Hidróides (Cnidaria, Hydrozoa) do litoral sudeste e sul do Brasil. Halocordylidae, Tubulariidae e Corymorphidae. *Iheringia, Sér. Zool*. 66:95-115.

MILLARD, N.A.H. 1975. Monograph of the Hydroida of Southern Africa. Ann. S. Afr. Mus. 68:1-513.

MILLARD, N.A.H. 1978. The geographical distribution of Southern African hydroids. Ann. S. Afr. Mus. 74(6):159-200.

NISHIHIRA, M. 1969. Ecological studies of epiphytic Hydrozoa. Bull. Mar. Biol. Stat. Asamushi. 13(3):183-186.

NOGUEIRA, C.S.R. 1977. Estudo de uma coleção de Siphonophora Calycophorae da região Norte-Nordeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

NUTTING, C.C. 1900. American Hydroids. Part I. The Plumularidae. Spec. Bull. U.S. natn. Mus. 4 (1):1-285.

NUTTING, C.C. 1904. American Hydroids. Part II. The Sertularidae. Spec. Bull. U.S. natn. Mus. 4 (2):1-151.

OLIVEIRA, O.M.P. & MARQUES, A.C. 2007. Epiphytic hydroids (Hydrozoa, Anthoathecata and Leptothecata) of the world. Check List 3(1):21-38.

PIRAINO, S., BOUILLON, J. & BOERO, F. 1992. *Halocoryne epizoica* (Cnidaria, Hydrozoa) a hydroid that bites. Sci. Mar. 56(2-3):141-147.

PIRES, D.O., CASTRO, C.B., MIGOTTO, A.E. & MARQUES, A.C. 1992. Cnidários bentônicos do Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. Bolm Mus. Nac. Rio de Janeiro, Zool. 354:1-21.

REES, W.J. & THURSFIELD, S. 1965. The hydroid collections of James Ritchie. Proc. R. Soc. Edinb. (B) 69:34-220.

RITCHIE, J. 1909. Supplementary report on the hydroids of the Scottish National Antarctic Expedition. Trans. R. Soc. Edinb. 47:65-101.

ROSSO, S. & MARQUES, A.C. 1997. Is there any conspicuous geographical pattern in intertidal hydrozoan distribution along the coast of São Paulo State, Southeastern Brazil? In VI International Conference on Coelenterate Biology. Leiden, The Netherlands, p.415-422.

SHIMABUKURO, V., MARQUES, A.C. & MIGOTTO, A.E. 2006. Fauna de hidrozoários atecados (Hydrozoa, Anthoathecata) da costa do Estado do Ceará, Brasil. Biota Neotrop. 6(3):1-13.

SILVA, V.M.A.P. 1979. Mysidacea (Crustacea) da costa brasileira. I- Operação Norte-Nordeste I. Avulsos Depto Zool. 32:1-18.

SILVEIRA, F.L. DA & MIGOTTO, A.E. 1991. The variation of Halocordyle disticha (Cnidaria, Athecata) from the Brazilian coast: an environmental indicator species? Hydrobiologia. 216/217:422-437.

SOUZA, M.M. 1987. Levantamento preliminar dos Hydroida (Cnidaria, Hydrozoa) do litoral do estado do Espírito Santo e considerações sobre sua biologia e ecologia. Monogradia de Bacharelado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

VANNUCCI, M. 1949. Hydrozoa do Brasil. Bolm Fac. Filos. Ciênc. Univ. S. Paulo (Zool.) 99(14):219-265.

VANNUCCI, M. 1950. Resultados científicos do cruzeiro do "Baependi" e do "Vega" à Ilha da Trindade. Hydrozoa. Bolm Inst. Paulista Oceanogr. 1(1):81-96.

VANNUCCI, M. 1951a. Hydrozoa e Scyphozoa existentes no Instituto Paulista de Oceanografia I. Bolm Inst. Paulista Oceanogr. 2(1):69-104.

VANNUCCI, M. 1951b. Distribuição dos Hydrozoa até agora conhecidos nas costas do Brasil. Bolm Inst. Paulista Oceanogr. 2(1):105-124.

VANNUCCI, M. 1954. Hydrozoa e Scyphozoa existentes no Instituto Oceanográfico II. Bolm Inst. Oceanogr., S. Paulo 5(1-2):95-149.

VANNUCCI, M. 1956. Biological notes and description of a new species of *Dipurena* (Hydrozoa, Corynidae). Proc. Zool. Soc. Lond. 127:479-487. http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1956.tb00483.x

VANNUCCI, M. & REES, W.J. 1961. A revision of the genus *Bougainvillia* (Anthomedusae). Bolm Inst. Oceanogr., Univ. S. Paulo 11:57-100.

VANNUCCI-MENDES, M. 1946. Hydroida Thecaphora do Brasil. Arq. Zool., Estado São Paulo 4(14):535-597.

VERVOORT, W. 1946. Exotic hydroids in the collection of the Rijksmuseum von Natuurijke Historie and the Zoological Museum at Amsterdam. Zool. Meded. 26:287-351.

VERVOORT, W. 1959. The Hydroida of the tropical West Coast of Africa. Atlantide Rep. 5:211-325.

WERNER, B. 1963. Effect of some environmental factors on differentiation and determination in marine Hydrozoa, with a note on their evolutionary significance. Ann. N.Y. Acad. Sci. 105:461-468.

Recebido em 28/08/2010
Versão reformulada recebida em 09/05/2011
Publicado em 22/06/2011

Description of the larva of *Neocordulia machadoi* Santos, Costa & Carriço, 2010 (Odonata: Corduliidae) from Brazil

César Carriço[1,2,3], Janira Martins Costa[2] & Tatiana Chrysostomo Santos[2]

[1]Instituto de Biologia, Programa de Pós-graduação em Biologia Animal – PPGBA,
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro UFRJ, BR 465, Km 7,
CEP 23890 -000, Seropédica, Rio de Janeiro – RJ, Brazil
[2]Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ,
Quinta da Boa Vista, São Cristóvão, CEP 20940-040, Rio de Janeiro – RJ, Brazil
[3]Correspondence author: César Carriço, E-mail: carrico82@hotmail.com

CARRIÇO, C., COSTA, J.M. & SANTOS, T.C. **Description of the larva of *Neocordulia machadoi* Santos, Costa & Carriço, 2010 (Odonata: Corduliidae) from Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn01511022011

Abstract: The Larva of *Neocordulia machadoi* is described and illustrated based on a exuvia collected at Cachoeira da Eubisose stream, São Tomé das Letras, Minas Gerais State, Brazil. With the discovery of this new larva, the number of known Corduliidae larvae is now eight for the Neotropical region.
Keywords*: dragonfly, Anisoptera, taxonomy, Brazil.*

CARRIÇO, C., COSTA, J.M. & SANTOS, T.C. **Descrição da Larva de *Neocordulia machadoi* Santos, Costa & Carriço, 2010 (Odonata: Corduliidae) para o Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn01511022011

Resumo: A larva de *Neocordulia machadoi* é descrita e ilustrada com base em uma exúvia, coletada no riacho da Cachoeira da Eubiose, São Tomé das Letras, Estado de Minas Gerais, Brasil. Com a descoberta desta nova larva, o número de larvas de Corduliidae é agora oito para a região Neotropical.
Palavras-chave: *libélula, Anisoptera, taxonomia, Brasil.*

Introduction

The genus *Neocordulia* is represented in Neotropical region by 15 species (Garrison et al., 2006; Costa & Machado, 2007; Costa et al., 2008, 2010; Santos et al., 2010). Eleven of these species occur in Brazil: *N. androgynis* (Selys-Longchamps, 1871), *N. batesi* (Selys-Longchamps, 1871), *N. carlochagasi* Santos, 1967, *N fiorentini* Costa & Machado, 2007, *N. gaucha* Costa & Machado, 2007, *N. machadoi* Santos et al., 2010, *N. mambucabensis* Costa & Santos, 2000, *N. matutuensis* Machado, 2005, *N. pedroi* Costa et al., 2010, *N. santacatarinensis* Costa et al., 2008 and *N. setifera* (Hagen in Selys-Longchamps, 1871). The knowledge of the preimaginal stage is poor, only five of the Brazilian species larvae are known: *N. androgynis, N. carloschagasi, N. setifera*, *N. pedroi* and *N. santacatarinensis*.

During an Odonata survey carried out in 2009, in the state of Minas Gerais (Brazil), we collected a larva of *Neocordulia* in a shallow riffle in low-order stream. The larva was transported to the laboratory, where it was placed in an aquarium with air bubbler. After adult emergence, the larval exuvia was retrieved from the water surface and identified as *Neocordulia machadoi*. Below we describe this larval exuvia in detail.

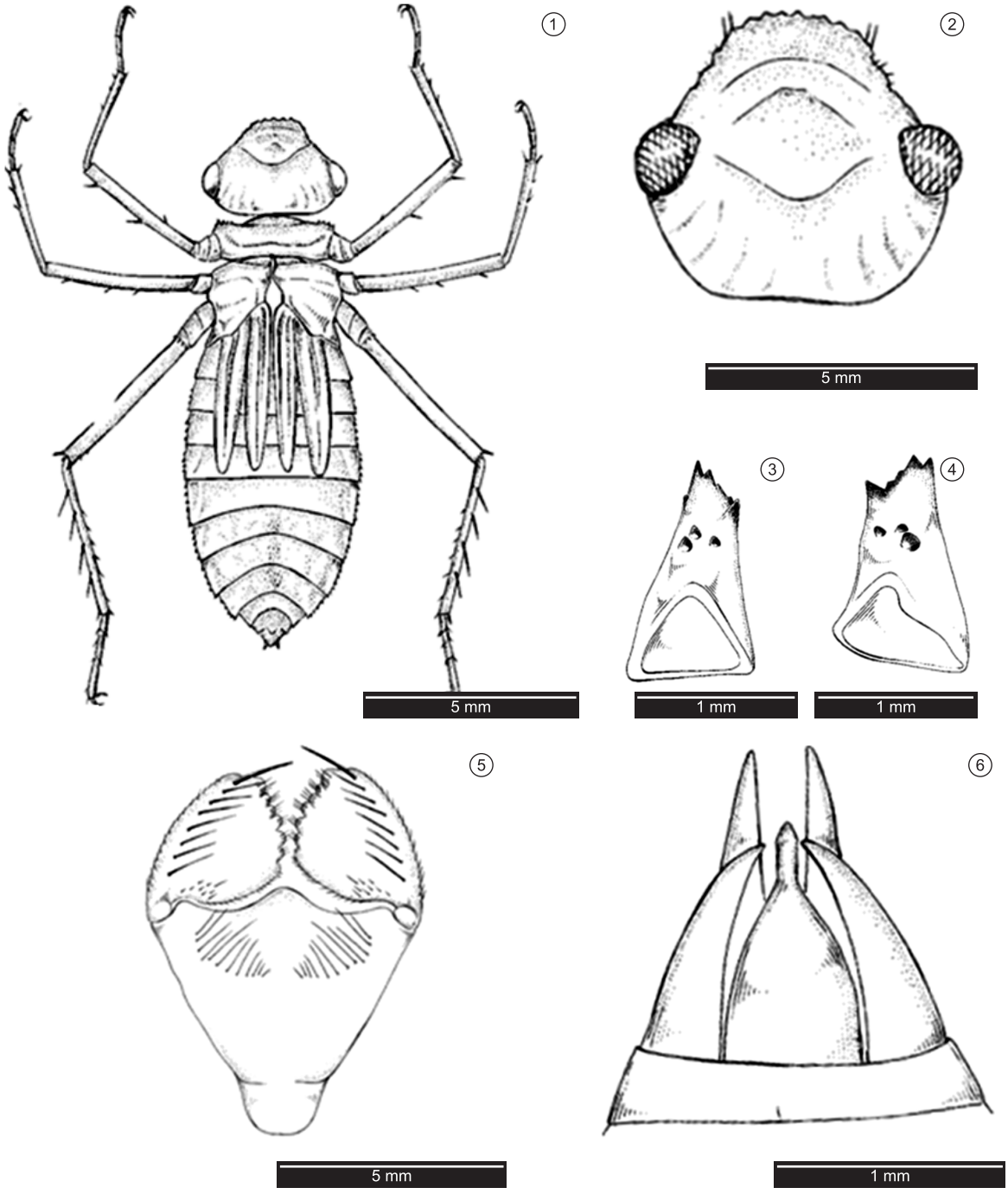


Figure 1-6. *Neocordulia machadoi*: 1) larva, dorsal view; 2) head, dorsal view; 3) right mandible, inner view; 4) left mandible, inner view; 5) labium and labial palp, ventral view; 6) anal appendages, dorsal view.

Material and Methods

The larva of *Neocordulia machadoi* was collected in the wet season, at São Tomé das Letras, Minas Gerais. The larva was reared during 18 days, emerging on 2.XI.2009. All drawings were made with the aid of a camera lucida attached to a stereoscopic microscope; measurements were made with the aid of a Starrett digital caliper. Terminology for mandibular formula follows Watson (1956). S1-10 refers to abdominal segments 1-10.

The exuvia is deposited in the Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Neocordulia machadoi

Material examined: Holotype ♂, BRAZIL, Minas Gerais, Cachoeira da Eubiose stream, São Tomé das Letras; 21° 43' 0" S and 44° 58' 60" W, 15.X.2009, J.M.Costa & C. Carriço leg. (emerged 02.XI.2009).

Diagnostic characters:

The larva of *Neocordulia machadoi* can be distinguished from all known *Neocordulia* larvae by having the cerci convergent and abdomen with a blunt apical setae on S6-8.

Larva (Figures 1-6). General shape of body typical of Corduliidae, medium size. General coloration brownish. Compact and robust body, head firmly attached to the thorax. Long legs (Figure 1).

Head (Figures 1-2) small, as wide as long; general shape trapezoidal, as wide as thorax in dorsal view; eyes small, with outer margin strongly rounded. Dorsal crest covered with spatulated setae. Occiput rounded rear slightly concave; posterior corner on each side with less than 10 spatulated setae and many short setae near the eyes. Antennae 7 segmented, dark, segment 6 the longest. Labrum rectangular, fringed with long hairs, brownish. Mandibular formula (Figures 3-4): L1234 0 abd/R1234 y abd. Labium long and wide, reaching metacoxae; prementum (Figure 5) with 12 setae of variable length on each side; ligula triangular; no spines at junction of labial palp with prementum; labial palp triangular with 7 setae; movable hook small; distal margin of palp with 7 crenulations, bearing 3-7 spiniform setae; internal and external margins with many setae.

Thorax. Prothorax rectangular. Wings pads parallel reaching distal margin of S4. Legs long, posterior pair longer than abdomen.

Abdomen. Cylindrical, widest at S5, without dorsal hooks except for a blunt apical setae on S6-8 (Figure 1). Short lateral spines vestigial on S8-9. Anal appendages triangular (Figure 6), acuminate; epiproct in lance-shaped and cerci similar in length and slightly convergent and shorter than epiproct; paraprocts longer than epiproct and cerci.

Measurements (in mm) – Head mediodorsal length: 3; head max. width: 5; prementum length: 6; prementum max. width 6. Femur I: 5; II: 7; III: 9 Tibia I: 5;II: 6; III: 8. Inner wing pads: 5; external wing pads: 6. Abdomen length with appendages: 12; lateral spines on S8 length: 0.24; lateral spines on S9 length 0.24; epiproct length: 1.3; cercus length:1.5; paraproct length: 3.3. Total length with appendages: 23.

Acknowledgements

We are grateful to Angelo B. Machado for helpful review of the manuscript. This paper was supported in part by CAPES, CNPq and FAPERJ.

References

COSTA, J.M., CARRIÇO, C. & SANTOS, C.T. 2010. *Neocordulia pedroi* sp. nov (Odonata: Corduliidae) from southeastern Brazil. Zootaxa 2685:51-56.

COSTA, J.M. & MACHADO, A.B.M. 2007. Two new species of *Neocordulia* Selys, 1882 from southern Brazil (Anisoptera: Corduliidae). Lundiana 8(2):143-146.

COSTA, J.M., RAVANELLO, C.T. & SOUZA-FRANCO, G.M. 2008. Description of a new species of *Neocordulia* Selys, 1882 (Odonata: Libellulidae, Corduliinae) from Southern Brazil. Zootaxa 1704:64-68.

COSTA, J.M. & SANTOS, C.T. 2000. *Neocordulia mambucabensis* spec. nov., a new dragonfly from Rio de Janeiro, Brazil (Anisoptera: Corduliidae). Odonatologica 29(3):247-253.

GARRISON, R.W., Von ELLENRIEDER, N. & LOUTON, J.A. 2006. Dragonfly genera of the new World: An illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore, p. 1-368.

MACHADO, A.B.M. 2005. *Neocordulia matutuensis* spec. nov. from Brazil (Anisoptera: Corduliidae). Odonatologica 34(3):299-302.

RÁCENIS, J. 1970. Los Odonatos de la región del Auyatepui y de la Sierra de Lema, en la Guayana Venezolana. 2. Las Familias Gomphidae, Aeshnidae y Corduliidae. Acta Biol. Venezuel. 7(1):23-39.

SANTOS, N.D. 1967. Odonatas de Poços de Caldas, MG. "*Neocordulia carlo-chagasi*" sp. n. (Odonata: Corduliidae). Atas Soc. Biol. Rio de Janeiro 11:155-202.

SANTOS, T.C., COSTA, J.M. & CARRIÇO, C. 2010. A new species of *Neocordulia* Selys, 1882 (Odonata:Corduliidae) from Minas Gerais State, Brazil. Biota Neotrop. 10(2). http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000200011

SELYS-LONGCHAMPS, E. 1871. Synopsis des Cordulines. Bull. Acad. Royal Belg. 31(2):239-316.

WATSON, M.C. 1956. The utilization of mandibular armature in taxonomic studies of anisopterous nymphs. Trans. Amer. Entomol. Soc. 81:155-209.

Recebido em 30/09/2010
Versão reformulada recebida em 25/03/2011
Publicado em 02/05/2011

Aspectos brioflorísticos e fitogeográficos de duas formações costeiras de Floresta Atlântica da Serra do Mar, Ubatuba/SP, Brasil

Nivea Dias dos Santos[1,3], Denise Pinheiro da Costa[2], Luiza Sumiko Kinoshita[1] & George John Shepherd[1]

[1]Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil
[2]Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro,
Rua Pacheco Leão 915, CEP 22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
[3]Autor para correspondência: Nivea Dias dos Santos, e-mail: nivea.dias@gmail.com

SANTOS, N.D., COSTA, D.P., KINOSHITA, L.S. & SHEPHERD, G.J. **Bryophytic and phytogeographical aspects of two types of forest of the Serra do Mar State Park, Ubatuba/SP, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?short-communication+bn03011022011

Abstract: Bryophytes are indicators of climatic, environmental and ecology conditions and are useful in the characterization of the vegetation types. In this study, we analyzed the brioflora of 2-ha plots, one of Restinga Forest (RF) and the other of Lowland Ombrophilous Dense Forest (LF), located in the Núcleo Picinguaba, State Park of Serra do Mar (São Paulo state, Brazil) aiming to: a) compare the structure of these communities; b) compare the floristic composition between these areas and with other coastal vegetations of southeastern Brazil; c) verify if the bryophytes of the Atlantic Forest lowlands have phytogeographic patterns wider than those of the montane species. In each plot, the bryophytes samples were collected at ten randomized subplots (10 × 10 m). We found 152 species (87 liverworts, 64 mosses and one hornwort), of which 109 occur in RF (40 exclusives) and 112 in LF (43 exclusives). In terms of species richness and taxonomic diversity, LF was more diverse; however, the Simpson and Shannon index of diversity is higher in RF. The floristic composition, life form and ecological groups of light tolerance were significantly different between these two forests. Canopy opening (RF) and number of rocks (LF) were important environmental variables that influenced bryophyte distribution in the study areas. When evaluated in terms of landscape, the subplots of RF and LR form distinct floristic groups; however, at the regional level, the bryophytes of these two forest types have more similarities among themselves than with other Atlantic Forest areas. Bryophyte community observed in the Restinga Forest of Picinguaba shows more similarity with that of the neighbor Lowland Ombrophilous Dense Forest than with other Restinga or coastal formation, such as mangroves and *caxetal*. In both forests types studied, the majority of taxa (> 90%) is widely distributed in the world, presenting phytogeographic pattern equal to or wider than the Neotropical. Our results corroborate the idea that the RF of Picinguaba is a unique vegetation formation, presenting elements of ombrophilous and dryer forests. In addition, they reinforce the idea that, for the tropical bryophyte species, the phytogeographic patterns are wider in areas of lower altitudes.
Keywords: *bryophytes, Restinga Forest, community structure, phytogeographic patterns, southeastern Brazil.*

SANTOS, N.D., COSTA, D.P., KINOSHITA, L.S. & SHEPHERD, G.J. **Aspectos brioflorísticos e fitogeográficos de duas formações costeiras de Floresta Atlântica da Serra do Mar, Ubatuba/SP, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?short-communication+bn03011022011

Resumo: Briófitas são bioindicadoras de condições climáticas, ambientais e ecológicas, sendo úteis na caracterização de tipos vegetacionais. Neste trabalho, foi analisada a brioflora de duas áreas de 1 ha, uma de Floresta de Restinga (FR) e outra de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (TB) do Núcleo Picinguaba, PE Serra do Mar (São Paulo, Brasil), com o objetivo de: a) comparar a estrutura dessas comunidades; b) entender as relações florísticas dessas áreas entre si e com outras formações litorâneas brasileiras; c) verificar se as briófitas de áreas de baixada apresentam padrões fitogeográficos mais amplos do que aquelas de áreas montanas. As briófitas foram coletadas em 10 subparcelas (10 × 10 m) distribuídas aleatoriamente em cada fitofisionomia. Variáveis ambientais foram quantificadas e correlacionadas com a distribuição da brioflora. Foram registradas 152 espécies (87 hepáticas, 64 musgos e 1 antócero), das quais 109 ocorrem na FR (40 exclusivas) e 112 em TB (43 exclusivas). Em termos de riqueza de espécies e diversidade taxonômica, TB foi mais diversa; contudo, os índices de diversidade de Simpson e Shannon foram maiores na FR. A composição florística, tipos de forma de vida e grupos ecológicos de tolerância à luz apresentaram diferenças significativas entre as duas fitofisionomias. A abertura do dossel (FR) e rochosidade (TB) são variáveis ambientais importantes que atuam sobre a distribuição das briófitas nas áreas estudadas. Quando avaliadas em termos de paisagem, as subparcelas da FR e TB formaram grupos florísticos distintos; entretanto, em nível regional, a brioflora dessas duas fitofisionomias apresenta mais afinidades entre si do que com outras áreas de Floresta Atlântica. Em termos florísticos, a FR de Picinguaba assemelha-se mais às Florestas Ombrófilas do que a outras Restingas ou outras formações costeiras (como mangue e caxetal). Nas duas fitofisionomias, a maioria dos táxons (> 90%) é amplamente distribuída no mundo,

apresentando padrão fitogeográfico igual ou maior do que o Neotropical. Nossos resultados corroboram a idéia de que a FR de Picinguaba é uma formação ímpar, apresentando em sua brioflora elementos de florestas ombrófilas entremeados àqueles de vegetações mais secas; além disso, reforçam a idéia de que, para as espécies de briófitas, os padrões fitogeográficos são mais amplos em locais de menores altitudes.
Palavras-chave: *briófitas, Floresta de Restinga, estrutura de comunidades, padrões fitogeográficos, sudeste do Brasil.*

Introdução

Briófitas é um termo artificial muito utilizado para o conjunto de três distintas linhagens de plantas criptógamas avasculares (musgos, hepáticas e antóceros), pertencentes ao subreino Embryophyta, e que atualmente estão agrupadas nas divisões Bryophyta, Marchantiophyta e Anthocerotophyta (Goffinet & Shaw 2009). Constituem o grupo mais diverso de plantas sem flores, com 15.000-18.000 espécies no mundo, das quais 1.521 ocorrem no Brasil (Costa 2010), o que corresponde a ca. 10% da brioflora global e 38% daquela ocorrente na região Neotropical (Gradstein et al. 2001). Representam um componente característico das florestas tropicais úmidas, ocorrendo em microambientes muito específicos, como base de troncos de árvores, troncos de arbustos, troncos em decomposição, folhas e rochas (Pócs 1982). No Brasil, as florestas Amazônica e Atlântica constituem as regiões fitogeográficas de maior riqueza desse grupo vegetal. Contudo, quando comparadas, a Floresta Atlântica destaca-se em termos de diversidade e endemismo, devido principalmente à sua amplitude altitudinal e latitudinal (Gradstein & Costa 2003), sendo reconhecidas 1.230 espécies (Costa 2009), das quais 353 (29%) ocorrem no litoral norte do Estado de São Paulo (Visnadi 2005).

As briófitas são organismos sensíveis às condições ambientais, visto que não apresentam cutícula e, por isso, realizam trocas gasosas e de nutrientes por todo o gametófito, revelando-se boas bioindicadoras de condições climáticas, ambientais e ecológicas (Frahm & Gradstein 1991, Hallingbäck & Hodgetts 2000, Gradstein et al. 2001, Zartman 2003). Estudos recentes têm apontado essas plantas como indicadoras das fitofisionomias da Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. Costa & Lima (2005) e Santos & Costa (2010a) verificaram que as floras de musgos e hepáticas se diferenciam ao longo do gradiente altitudinal, com táxons exclusivos de cada fitofisionomia. N.D. Santos et al. (dados não publicados) constataram que a similaridade da flora de hepáticas do Estado do Rio de Janeiro está mais relacionada ao tipo de fitofisionomia do que à proximidade geográfica das áreas analisadas. Com relação aos padrões fitogeográficos dos táxons, Santos & Costa (2010b) destacaram que as florestas de terras baixas e submontanas são caracterizadas por espécies de hepáticas amplamente distribuídas, enquanto que nas florestas montanas e alto-montanas destacam-se espécies endêmicas e aquelas disjuntas com os Andes.

Tendo em vista o potencial indicador das briófitas e a necessidade de compreender se a Floresta de Restinga de Picinguaba (Ubatuba), litoral norte de São Paulo, constitui uma variação da Floresta Ombrófila Densa de Veloso et al. (1991) ou representa uma formação vegetacional ímpar, foi realizado o estudo das comunidades de briófitas de duas áreas de Floresta Atlântica do Parque Estadual da Serra do Mar. Os objetivos do trabalho foram: (1) num contexto de paisagem, comparar os dados de riqueza de espécies, diversidade, composição florística, formas de vida e grupos ecológicos da brioflora da Floresta de Restinga e de Terras Baixas de Picinguaba; (2) numa escala regional, analisar as afinidades florísticas entre as duas áreas e outras formações litorâneas brasileiras (Caxetal, Floresta Ombrófila Densa, Mangue e Restinga); e (3) em termos globais, verificar se as briófitas das florestas de altitudes mais baixas apresentam padrões fitogeográficos mais amplos do que aquelas das florestas montanas e alto-montanas do sudeste brasileiro, como observado por Santos & Costa (2010b).

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi realizado no Núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar (23° 31' a 23° 34' S e 45° 02' a 45° 05' O), litoral norte do Estado de São Paulo. Foram realizadas coletas em duas parcelas de 1 ha, uma localizada na Floresta de Restinga (parcela A) e outra na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (parcela B). Para uma descrição detalhada das áreas de estudo, veja Joly et al. (2011).

2. Amostragem e estudo do material

Em cada parcela, as amostras de briófitas foram coletadas em 10 subparcelas (10 × 10 m) distribuídas aleatoriamente, durante o período compreendido entre janeiro e setembro de 2009. A numeração das subparcelas está de acordo com aquela estabelecida pelo Projeto Gradiente Funcional (Joly & Martinelli 2004). A metodologia de coleta, herborização e preservação do material segue Yano (1984). A identificação foi realizada principalmente com base na seguinte literatura: Bastos & Yano (2006), Buck (1998), Costa (2008), Dauphin (2003), Gradstein & Costa (2003), Gradstein et al. (2001), Heinrichs et al. (1988; 2000), Peralta (2005), Reese (1993), Reiner-Drehwald (2000), Reiner-Drehwald & Goda (2000), Vaz & Costa (2006a; b) e Vaz-Imbassahy et al. (2008).

A classificação adotada é a proposta por Crandall-Stotler et al. (2009) para a Divisão Marchantiophyta, por Goffinet et al. (2009) para a Divisão Bryophyta e por Renzaglia et al. (2009) para a Divisão Anthocerotophyta. Todos os exemplares coletados estão depositados no herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC) com duplicatas no herbário do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB).

3. Dados ambientais

Para cada subparcela, as seguintes variáveis ambientais foram quantificadas: abertura do dossel, distância de córregos, número de lianas e cobertura da área por rochas e troncos em decomposição. Para o cálculo da abertura do dossel, foram tomadas fotografias hemisféricas a 1,3 m de altura do solo no centro de cada subparcela, tendo sido utilizadas câmeras digitais Nikon Coolpix 950 e 5000 equipadas com conversores "fish-eye" FC E8 Nikon. O cálculo da percentagem de abertura de dossel a partir das fotografias hemisféricas foi realizado no programa Gap Light Analyser (Frazer et al. 1999). A distância da subparcela a córregos foi medida a partir do centro da subparcela, tendo sido utilizadas as seguintes classes: 0 = dentro de córrego, 1 = 1-10 m, 2 = 11-20 m, 3 = 21-30 m, 4 = >30 m. As lianas foram quantificadas através das seguintes classes: 0 = nenhuma liana, 1 = 1-5 lianas, 2 = 6-10 lianas, 3 = 11-20 lianas, 4 = >20 lianas. Foram quantificadas todas as lianas que estavam na supbarcela, mesmo que seu ponto de enraizamento fosse fora desta. A cobertura da subparcela por rochas (rochosidade) e troncos em decomposição foi quantificada através das classes de Fournier (1974). Neste método os valores são obtidos em campo através de uma escala intervalar semi-quantitativa de cinco categorias (0 a 4) e intervalo de 25% entre cada categoria.

4. Análise dos dados

Para cada fitofisionomia, foram analisadas as seguintes características da brioflora: riqueza de espécies, composição florística, diversidade, tipos de forma de vida, grupos ecológicos de tolerância à luz e padrões fitogeográficos dos táxons. Os índices de diversidade de espécies de Shannon (H') e Simpson (1-D) foram calculados no programa Past 1.92 (Hammer et al. 2001). Foi realizada também a conversão dos índices de diversidade em número efetivo de espécies, como proposto por Jost (2006); onde o número efetivo é a diversidade de espécies esperada caso todas as espécies de uma comunidade sejam igualmente comuns. Outro índice de diversidade utilizado foi a diversidade taxonômica, calculada no programa Past 1.92 (Hammer et al. 2001), sendo os intervalos de confiança estimados por meio de aleatorizações. O índice de diversidade taxonômica (ou filogenética) é uma extensão do índice de Simpson, que captura, além da estrutura da distribuição das abundâncias, a distância filogenética entre as espécies de uma comunidade (Magurran 2004). Ele baseia-se em distâncias topológicas, sendo estimado pelo número esperado de nós entre quaisquer dois indivíduos sorteados em uma comunidade (Warwick & Clarke 1995, Clarke & Warwick 1998).

A classificação das formas de vida segue a de Mägdefrau (1982), com modificações feitas por Richards (1984). Em relação às formas de vida pendentes, dois tipos foram reconhecidos: pendente (eixo principal pendente com base aderida ao substrato e eixos secundários curtos e horizontais) e flabelado (eixos com ramos num mesmo plano, projetados horizontal a obliquamente para baixo, com filídios aplanados). Foi realizada também uma distinção da forma de vida tapete taloso, compreendendo as hepáticas talosas (que não apresentam diferenciação entre filídios e caulídios). Quanto à tolerância à luz do sol, as briófitas foram classificadas em: generalistas, típicas de sol e típicas de sombra, baseando-se em dados da literatura (Gradstein et al. 2001, Gradstein & Costa 2003, Alvarenga et al. 2010, Silva & Pôrto 2010), em experiência de campo e na consulta a especialistas. Para analisar a relação entre a riqueza de espécies típicas de sol e o índice de abertura do dossel, foi realizada uma Regressão Linear Simples no programa BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007). Para testar as diferenças entre cada tipo de forma de vida e grupo ecológico de tolerância à luz da FR e TB (n = 10 subparcelas em cada área), foi realizado o Teste de Mann-Whitney, que é um teste não-paramétrico usado para a comparação de dois grupos independentes. Essa análise foi feita no programa BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007). Os padrões fitogeográficos foram caracterizados a partir da sobreposição das extensões de ocorrência dos táxons, tendo sido adaptados a partir daqueles já descritos na literatura (Cabrera & Willink 1980, Gradstein & Costa 2003). O padrão fitogeográfico Amplo refere-se ao táxon que ocorre em mais de três continentes, incluindo áreas extratropicais.

A similaridade florística (índice de Sørensen) entre as duas fitofisionomias foi calculada com base nos dados de incidência (presença/ausência) das espécies de briófitas nas 20 subparcelas; sendo utilizado, posteriormente, o método de agrupamento de Média de Grupo (UPGMA). Nesta análise optou-se pela utilização do índice de Sørensen, pois ele exclui a dupla ausência e atribui peso dobrado à co-ocorrência (Valentin 2000). Para avaliar as correlações entre os gradientes ambientais e florísticos, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (Canonical Correspondence Analysis - CCA). Para tanto, os dados foram organizados em duas matrizes: uma contendo os dados de incidência das espécies nas subparcelas e outra com os dados das variáveis ambientais transformados (*ranging*). Para avaliar a significância dos primeiros eixos da ordenação, empregou-se o teste de Monte Carlo (Ter Braak & Prentice 1988), com 99 permutações. Todas essas análises foram realizadas no programa Fitopac 2.0 (Shepherd 2009).

Na escala regional, para a análise das afinidades florísticas das fitofisionomias inventariadas com outros tipos vegetacionais da Floresta Atlântica litorânea do Brasil, foi confeccionada uma matriz que consistiu de dados binários para 343 espécies de briófitas (descritores) de 15 áreas (amostras), listadas na Tabela 1. Contudo, para aumentar a eficiência da análise de agrupamento, as espécies

Tabela 1. Lista das áreas de Floresta Atlântica costeira incluídas na análise das afinidades florísticas em nível regional. Siglas: EE = Estação Ecológica; FOD = Floresta Ombrófila Densa; N = número total de espécies utilizadas na matriz florística (excluindo sinônimos e táxons duvidosos); PARNA = Parque Nacional; PE = Parque Estadual; RPPN = Reserva Particular do Patrimômio Natural.

Table 1. List of areas of coastal Atlantic Forest included in the analysis of the floristic affinities regionally. Abbreviations: ES = Ecological Station; FOD = rainforest, N = total number of species in the floristic matrix (excluding doubtful taxa and synonyms); PARNA = National Park; SP = State Park; RPPN = Private Natural Heritage Reserve.

Fitofisionomia	Área/Estado	Sigla	N	Referência
Caxetal	Ubatuba, SP	CxUbatuba	104	Visnadi (2009)
Floresta de Restinga	PE Serra do Mar, Ubatuba, SP	FloReUbatuba	109	Este trabalho
Floresta de Restinga	EE de Juréia, Peruíbe, SP	FloReJuréia	41	Vital & Visnadi (1994)
FOD Terras Baixas	PE Serra do Mar, Ubatuba, SP	TBUbatuba	112	Este trabalho
FOD Terras Baixas	REBIO Poço das Antas, Miguel Pereira, RJ	TBPoço das Antas	67	Costa (1999)
FOD Submontana	RPPN El Nagual, Magé, RJ	SMElNagual	133	Santos & Costa (2008)
Mangue	Ubatuba, SP	MnUbatuba	73	Visnadi (2008)
Restinga	PE Setiba, Guarapari, ES	RSetiba	37	Behar et al. (1992) e Visnadi & Vital (1995)
Restinga	PARNA Jurubatiba, Quissamã e Carapebús, RJ	RJurubatiba	41	Imbassahy et al. (2009)
Restinga	Massambaba, RJ	RMassambaba	17	Costa et al. (2006)
Restinga	PARNA Jurubatiba, Macaé, RJ	RMacaé	37	Costa et al. (2006)
Restinga	Rio das Ostras, RJ	RRio das Ostras	12	Costa et al. (2006)
Restinga	Maricá, RJ	RMaricá	11	Costa et al. (2006)
Restinga	Salvador e litoral norte, BA	RBahia	27	Bastos (1999)
Restinga	EE de Juréia, Peruíbe, SP	RJuréia	22	Vital & Visnadi (1994)

raras (que ocorriam em apenas uma amostra) foram eliminadas. Dessa forma, a matriz final consistiu de dados de presença/ausência para 180 espécies de briófitas. Essa matriz foi submetida à análise de *outliers* com nível de corte 2 no programa PCOrd 4.1 (McCune & Mefford 1999). A similaridade entre as áreas foi calculada através do coeficiente de Jaccard, tendo sido utilizado o método de agrupamento de Média de Grupo (UPGMA) no programa Fitopac 2.0 (Shepherd 2009). Foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard, que dá peso igual para todas as espécies, para minimizar possíveis problemas de diferenças no esforço amostral dos levantamentos.

Resultados

1. Brioflora das florestas de Restinga e Terras Baixas

Foram identificadas um total de 38 famílias, 90 gêneros e 152 espécies de briófitas (87 hepáticas, 64 musgos e um antócero, Tabela 2), das quais 109 (61 hepáticas e 48 musgos) ocorrem na Floresta de Restinga (FR) e 112 (66 hepáticas, 45 musgos e um antócero) na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (TB). Apenas 69 espécies (45%) são compartilhadas entre as duas fitofisionomias, 40 foram encontradas exclusivamente na FR e 43 em TB. Em termos de abundância (frequência) de espécies, 11 táxons (10%) ocorreram em todas as subparcelas da FR e 10 (9%) em todas de TB (Tabela 2). Dentre estas espécies, apenas duas (*Isopterygium tenerum* e *Octoblepharum albidum*) ocorreram em todas as 20 subparcelas inventariadas.

As principais famílias da FR foram Lejeuneaceae (38 espécies), Calymperaceae (sete) e Plagiochilaceae (sete), Brachytheciaceae (seis) e Lepidoziaceae (seis). Em TB destacaram-se Lejeuneaceae (37), Pilotrichaceae (nove), Plagiochilaceae (sete) e Neckeraceae (seis). Sete famílias foram encontradas apenas na FR (Lembophyllaceae, Myriniaceae, Orthotrichaceae, Phyllogoniaceae, Pottiaceae, Pterobryaceae e Rhizogoniaceae) e 10 apenas na TB (Bryaceae, Cephaloziaceae, Daltoniaceae, Dendrocerotaceae, Hypopterygiaceae, Monocleaceae, Pallaviciniaceae, Porellaceae, Racopilaceae e Thuidiaceae). Os gêneros mais ricos em ambas as fitofisionomias foram *Lejeunea* e *Plagiochila* (sete espécies cada), na FR destacam-se ainda: *Syrrhopodon* (cinco espécies), *Cheilolejeunea* (quatro), *Bazzania*, *Ceratolejeunea*, *Leucobryum*, *Metzgeria*, *Sematophyllum* e *Squamidium* (três espécies cada); já em TB, *Ceratolejeunea* e *Syrrhopodon* (quatro espécies cada), *Frullania*, *Metzgeria*, *Radula* e *Sematophyllum* (três espécies cada).

Os índices de diversidade de Simpson e Shannon foram semelhantes nas duas fitofisionomias (Tabela 3), sendo ligeiramente maiores na FR do que em TB. Ao converter esses índices de diversidade em número efetivo de espécies, a FR também obteve a maior diversidade (71 táxons, pelo índice de Simpson e 85 pelo de Shannon). O índice de diversidade taxonômica foi maior em TB do que na FR, apesar da diferença não ser significativa (Tabela 3).

A principal forma de vida observada nas duas fitofisionomias foi tapete, com 63 espécies (56%) em TB e 58 espécies (53%) na FR. As formas flabelada (14 espécies), tufo (11) e tapete taloso (oito) destacam-se ainda em TB; enquanto que tufo (17 espécies), flabelada (12) e pendente (nove) na FR (Tabela 2). Quando os dados de forma de vida das espécies das 10 subparcelas de cada fitofisionomia foram analisados separadamente, verificou-se que apenas as formas tapete e flabelada não apresentam variações estatisticamente significativas entre as fitofisionomias (Figura 1).

Com relação aos grupos ecológicos de tolerância à luz, na FR houve um predomínio de espécies generalistas (53 táxons - 49%), seguidas das típicas de sombra (38 táxons) e de sol (18). Na floresta de TB a maioria das espécies é típica de sombra (52 táxons - 46%), 46 são generalistas e 14 típicas de sol. Existem diferenças significativas entre a proporção de espécies típicas de sombra e típicas de sol entre a FR e TB (Figura 2). Além disso, a regressão realizada entre a riqueza de espécies típicas de sol e o índice de abertura do dossel foi significativa e demonstrou que a abertura do dossel explica 44% da variação da riqueza dessas espécies nas duas fitofisionomias estudadas ($R^2 = 0,44$; $p < 0,001$).

2. Afinidades florísticas em nível de paisagem

A análise de similaridade entre as 20 subparcelas inventariadas demonstrou pouca afinidade florística entre as amostras da FR e de TB. Apenas três subparcelas de TB tiveram similaridade maior do que 50% com as da FR (B82 com A45, A89, A85 e A81; B98 com A45 e A81; e B34 com A81). O índice de Sørensen variou de 0,1 (entre as subparcelas A01 e B74) a 0,69 (entre A89 e A81). A análise de agrupamento (correlação cofenética 0,79) revelou a existência de dois grupos bem definidos, um formado pelas amostras da FR e outro pelas de TB (Figura 3). Esses mesmos grupos foram encontrados na análise de Correspondência Canônica (CCA), onde as amostras da FR formam um grupo coeso, influenciado principalmente pela maior abertura do dossel (Figura 4). Já as amostras de TB formam um gradiente desde aquelas áreas mais próximas a córregos, onde o índice de rochosidade é elevado até aquelas aonde há um elevado número de lianas. Os autovalores (AV) obtidos na análise para os três primeiros eixos de ordenação foram 0,36; 0,17 e 0,12; sendo responsáveis, respectivamente, por 14,7; 21,6 e 26,5% da variância total acumulada dos dados. As porcentagens de variância acumulada nos três primeiros eixos foram menores do que aquelas esperadas pelo modelo *broken stick* (AV1 esperado 43,2; AV2 63,4 e AV3 77,8%); dessa forma, os resultados explicam parcialmente a variação existente. A baixa variância explicada pelo primeiro eixo canônico da análise (14,7%) pode estar relacionada ao fato deste eixo explicar apenas a parte linear do gradiente, enquanto que a curva esteve associada com o eixo não canônico (representando 8,5% da variância). Portanto, a variância total associada ao gradiente foi de 23,2%. As variáveis ambientais mais fortemente correlacionadas com o primeiro eixo de espécies foram abertura do dossel (–0,92), rochosidade (0,88), e distância de córrego (–0,74); e com o segundo eixo, a distância de córregos (0,64) e número de lianas (0,54). O resultado do teste de Monte Carlo foi significativo para os dois primeiros eixos da ordenação (AV1 $p = 0,01$; AV2 $p = 0,02$).

3. Afinidades florísticas em nível regional

Não foram encontrados *outliers* dentre as áreas incluídas na análise das relações florísticas; dessa forma, todas as análises foram realizadas com as 15 áreas. Na análise de similaridade, foi verificado que as duas fitofisionomias amostradas em Picinguaba (município de Ubatuba) possuem baixa afinidade florística com as demais áreas, apresentando o maior índice de similaridade entre si (FR e TB de Ubatuba = 0,57). A FR de Ubatuba assemelha-se ainda à floresta submontana da RPPN El Nagual (0,38) e ao Caxetal de Ubatuba (0,37), tendo a menor similaridade com a Restinga de Rio das Ostras (0,04). O resultado da análise de agrupamento (correlação cofenética 0,87) pode ser observado na Figura 5, onde foram formados dois grupos, um deles abrangendo todas as restingas analisadas, com exceção daquelas do Estado de São Paulo, e outro compreendendo as florestas ombrófilas do sudeste brasileiro e as formações litorâneas paulistas. Neste grupo, foi verificada a separação de três subgrupos: um, abrangendo as formações de Juréia (Floresta e Floresta de Restinga), localizadas em Peruíbe, litoral sul do Estado de São Paulo; outro, com duas formações litorâneas de Ubatuba (Mangue e Caxetal); e o terceiro, abrangendo as florestas ombrófilas (dentro do qual se encontra a FR de Ubatuba). Com este último grupo, a floresta

Tabela 2. Lista das espécies de briófitas da Floresta de Restinga (FR) e da Floresta de Terras Baixas (TB) do PE da Serra do Mar, Ubatuba, SP, com dados sobre grupo ecológico de tolerância à luz, forma de vida e padrão fitogeográfico. Grupo ecológico (GE): gen = generalista, sol = típica de sol, som = típica de sombra. Forma de vida (FV): DN = dendróide, P = pendente, F = flabelado, TF = tufo, TL = talosa, TP = tapete, TR = trama.

Table 2. List of bryophytes species of the Restinga Forest (FR) and the Lowland Forest (TB) of PE Serra do Mar, Ubatuba, SP, with data about ecological group of light tolerance, life form and phytogeographical pattern. Ecological group (GE): gen = generalist, sol = sun plants, som = shade plant. Life form (FV): DN = dendroid, P = pending, F = flabellate, T = tuff, TL = thallose TP = mat, TR = weft.

Família	Espécie	FR	TB	GE	FV	Padrão fitogeográfico
Divisão Anthocerotophyta						
Dendrocerotaceae	*Megaceros vincentianus* (Lehm. & Lindenb.) Campb.	0	5	som	TL	Neotropical
Divisão Bryophyta						
Brachytheciaceae	*Aerolindigia capillacea* (Hornsch.) M. Menzel	1	0	som	P	Pantropical
	Meteoridium remotifolium (Müll. Hal.) Manuel	5	2	gen	P	Neotropical
	Squamidium brasiliense Broth.	3	0	som	P	Afroamericano
	Squamidium isocladum (Renauld & Cardot) Broth.	1	0	som	P	Neotropical
	Squamidium nigricans (Hook.) Broth.	1	1	som	P	Neotropical
	Zelometeorium patulum (Hedw.) Manuel	8	8	gen	P	Neotropical
Bryaceae	*Rhodobryum beyrichianum* (Hornsch.) Müll. Hal.	0	4	som	TF	Amplo
Calymperaceae	*Calymperes erosum* Müll. Hal.	0	3	som	TF	Pantropical
	Calymperes palisotii Schwägr.	1	0	gen	TF	Amplo
	Calymperes tenerum Müll. Hal.	2	0	som	TF	Pantropical
	Syrrhopodon gardneri (Hook.) Schwägr.	6	2	som	TF	Pantropical
	Syrrhopodon gaudichaudii Mont.	2	0	som	TF	Pantropical
	Syrrhopodon incompletus Schwägr.	10	6	som	TF	Afroamericano
	Syrrhopodon ligulatus Mont.	1	2	som	TF	América tropical e subtropical
	Syrrhopodon prolifer Schwägr.	9	4	gen	TF	Pantropical
Daltoniaceae	*Leskeodon aristatus* (Geh. & Hampe) Broth.	0	1	som	F	Floresta Atlântica
Dicranaceae	*Holomitrium crispulum* Mitt.	4	0	sol	TF	Neotropical
	Leucoloma serrulatum Brid.	5	2	sol	TF	Neotropical
	Octoblepharum albidum Hedw.	10	10	gen	TF	Neotropical
	Octoblepharum pulvinatum (Dozy & Molk.) Mitt.	5	1	gen	TF	Neotropical
Fissidentaceae	*Fissidens zollingeri* Mont.	2	10	gen	F	Pantropical
Hookeriaceae	*Hookeria acutifolia* Hook. & Grev.	2	1	som	TP	Amplo
Hypnaceae	*Ectropothecium leptochaeton* (Schwägr.) W.R. Buck	0	2	gen	TP	Neotropical
	Vesicularia vesicularis (Schwägr.) Broth.	4	10	gen	TP	Neotropical
Hypopterygiaceae	*Hypopterygium tamarisci* (Sw.) Brid.	0	3	som	D	Amplo
Lembophyllaceae	*Pilotrichella flexilis* (Hedw.) Äongstr.	3	0	gen	P	Afroamericano
Leucobryaceae	*Leucobryum clavatum* Hampe	5	0	gen	TF	Brasil
	Leucobryum crispum Müll. Hal.	1	1	gen	TF	Neotropical
	Leucobryum martianum (Hornsch.) Hampe ex Müll. Hal.	1	0	gen	TF	Neotropical
	Ochrobryum gardneri (Müll. Hal.) Lindenb.	8	10	gen	TF	Afroamericano
Meteoriaceae	*Floribundaria flaccida* (Mitt.) Broth.	0	2	som	P	Neotropical
	Meteorium nigrescens (Hedw.) Dozy & Molk.	3	0	som	P	América tropical e subtropical
Myriniaceae	*Helicodontium capillare* (Hedw.) A.Jaeger	2	0	sol	TR	Neotropical
Neckeraceae	*Homalia glabella* (Hedw.) Bruch & Schimp.	1	0	som	F	Neotropical
	Homaliodendron piniforme (Brid.) Enroth	0	3	som	D	Neotropical
	Neckeropsis disticha (Hedw.) Kindb.	8	10	gen	F	Pantropical
	Neckeropsis undulata (Hedw.) Reichardt	8	8	gen	F	Neotropical
	Pinnatella minuta (Mitt.) Broth.	0	1	som	D	Afroamericano
	Porothichum substriatum (Hampe) Mitt.	6	10	som	D	Afroamericano
	Thamniobryum fasciculatum (Hedw.) Brid.	0	2	som	D	Neotropical
Orthotrichaceae	*Schlotheimia rugifolia* (Hook.) Schwägr.	6	0	sol	TP	Neotrópico e Índia
Phyllogoniaceae	*Phyllogonium viride* Brid.	5	0	som	P	Afroamericano

Tabela 2. Continuação...

Família	Espécie	FR	TB	GE	FV	Padrão fitogeográfico
Pilotrichaceae	*Callicostella depressa* (Hedw.) A. Jaeger	0	1	som	TP	Neotropical
	Callicostella pallida (Hornsch.) Aongstr.	2	9	som	TP	Neotropical
	Crossomitrium patrisiae (Brid.) Müll. Hal.	1	10	gen	TP	Neotropical
	Cyclodictyon limbatum (Hampe) O. Kuntze	0	4	som	TP	Neotropical
	Lepidopilidium brevisetum (Hampe) Broth.	4	3	som	TP	Floresta Atlântica
	Lepidopilum muelleri (Hampe) Spruce	0	3	som	F	Neotropical
	Lepidopilum surinamense Müll. Hal.	0	4	som	F	Neotropical
	Pilotrichum evanescens (Müll. Hal.) Müll. Hal.	1	3	som	D	Neotropical
	Thamniopsis incurva (Hornsch.) W.R. Buck	1	5	som	TP	Neotropical
Pottiaceae	*Leptodontium wallisii* (Müll. Hal.) Kindb.	1	0	som	TF	Afroamericano
Pterobryaceae	*Jaegerina scariosa* (Lorentz) Arzeni	1	0	gen	TP	Pantropical
Pylaisiadelphaceae	*Isopterygium subbrevisetum* (Hampe) Broth.	1	3	gen	TP	Neotropical
	Isopterygium tenerum (Sw.) Mitt.	10	10	gen	TP	Amplo
	Taxithelium planum (Brid.) Mitt.	0	7	gen	TP	Pantropical
Racopilaceae	*Racopilum tomentosum* (Hedw.) Brid.	0	1	som	TP	Amplo
Rhizogoniaceae	*Pyrrhobryum spiniforme* (Hedw.) Mitt.	1	0	som	TF	Amplo
Sematophyllaceae	*Acroporium pulgens* (Hedw.) Broth.	5	0	gen	TP	Neotropical
	Sematophyllum subpinnatum (Brid.) E. Britton	8	3	gen	TP	Pantropical
	Sematophyllum subsimplex (Hedw.) Mitt.	7	1	gen	TP	Neotropical
	Sematophyllum swartzii (Schwägr.) W.H. Welch & H.A. Crum	3	1	gen	TP	Neotropical
	Trichosteleum papillosum (Hornsch.) A. Jaeger	5	1	gen	TP	Neotropical
Thuidiaceae	*Thuidium delicatulum* (Hedw.) Bruch & Schimp.	0	2	som	TR	Amplo
Divisão Marchantiophyta						
Aneuraceae	*Riccardia digitiloba* (Spruce ex Steph.)Pagán	4	3	gen	TL	Neotropical
	Riccardia regnellii (Aongstr.) Hell	0	1	som	TL	Brasil
Calylogeiaceae	*Calypogeia lechleri* (Steph.) Steph.	3	6	som	TP	Neotropical
	Calypogeia peruviana Nees & Mont.	2	1	som	TP	Neotropical
Cephaloziaceae	*Cephalozia crassifolia* (Lindenb. & Gottsche) Fulford	0	1	som	TP	Neotropical
Frullaniaceae	*Frullania brasiliensis* Raddi	0	1	sol	TP	Neotropical
	Frullania caulisequa (Nees) Nees	4	1	sol	TP	Neotropical
	Frullania kunzei (Lehm. & Lindenb.) Lehm. & Lindenb.	1	1	sol	TP	Neotropical
Lejeuneaceae	*Acanthocoleus aberrans* (Lindenb. & Gottsche) Kruijt	1	2	sol	TP	Afroamericano
	Anoplolejeunea conferta (Meissn.) A. Evans	2	0	gen	TP	Neotropical
	Aphanolejeunea kunertiana Steph.	1	1	som	TP	Neotropical
	Archilejeunea fuscescens (Hampe ex Lehm.) Fulford	0	1	gen	TP	Neotropical
	Archilejeunea parviflora (Nees) Schiffn.	0	3	som	TP	Neotropical
	Bryopteris diffusa (Sw.) Nees	6	2	som	F	Neotropical
	Caudalejeunea lehmanniana (Gottsche) A. Evans	3	4	gen	TR	Afroamericano
	Ceratolejeunea ceratantha (Nees & Mont.) Steph.	0	1	gen	TP	Outro
	Ceratolejeunea cornuta (Lindenb.) Schiffn.	10	9	gen	TP	Neotropical
	Ceratolejeunea cubensis (Mont.) Schiffn.	4	1	gen	TP	Neotropical
	Ceratolejeunea laetefusca (Austin) R.M. Schust.	0	1	gen	TP	Neotropical
	Ceratolejeunea rubiginosa Gottsche ex Steph.	2	0	gen	TP	Neotropical
	Cheilolejeunea acutangula (Nees) Grolle	3	0	gen	TP	Neotropical
	Cheilolejeunea holostipa (Spruce) Grolle & R.L. Zhu	4	0	gen	TP	Neotropical
	Cheilolejeunea rigidula (Mont.) R.M. Schust.	3	0	gen	TP	Afroamericano
	Cheilolejeunea trifaria (Reinw. et al.) Mizut	10	4	gen	TP	Pantropical
	Cololejeunea cardiocarpa (Mont.) A. Evans	1	0	gen	TP	Pantropical
	Cololejeunea obliqua (Nees & Mont.) Schiffn.	10	6	gen	TP	Neotropical
	Cololejeunea platyneura (Spruce) A. Evans	0	1	som	TP	Pantropical

Tabela 2. Continuação...

Família	Espécie	FR	TB	GE	FV	Padrão fitogeográfico
	Colura tortifolia (Nees & Mont.) Steph.	4	1	sol	TP	Neotropical
	Cyclolejeunea convextipa (Lehm. & Lindenb.) A. Evans	0	2	som	TP	Neotropical
	Cyclolejeunea luteola (Spruce) Grolle	0	1	som	TP	Neotropical
	Diplasiolejeunea brunnea Steph.	6	3	sol	TP	Neotropical
	Diplasiolejeunea cavifolia Steph.	3	1	sol	TP	Pantropical
	Drepanolejeunea biocellata A. Evans	0	1	som	TP	Neotropical
	Drepanolejeunea mosenii (Steph.) Bischl.	7	1	gen	TP	Neotropical
	Harpalejeunea oxyphylla (Nees & Mont.) Steph.	5	0	sol	TP	Neotropical
	Harpalejeunea stricta (Lindenb. & Gottsche) Steph.	4	0	sol	TP	Neotropical
	Lejeunea cerina (Lehm. & Lindenb.) Gottsche	4	0	gen	TR	Neotropical
	Lejeunea controversa Gottsche	6	9	gen	TP	Neotropical
	Lejeunea immersa Spruce	0	5	gen	TP	Neotropical
	Lejeunea flava (Sw.) Nees	10	4	gen	TP	Pantropical
	Lejeunea huctumalcensis	1	4	gen	TP	Neotropical
	Lejeunea laetevirens Nees & Mont.	10	3	sol	TP	Neotropical
	Lejeunea magnoliae Lindenb. & Gottsche	4	0	gen	TP	Neotropical
	Lejeunea obtusangula Spruce	0	2	gen	TP	Neotropical
	Lejeunea tapajosensis Spruce	1	1	gen	TP	Neotropical
	Lepidolejeunea eluta (Nees) R.M. Schust.	0	1	sol	TP	Neotropical
	Lepidolejeunea involuta (Gottsche) Grolle	1	0	som	TP	Neotropical
	Leptolejeunea diversilobulata Bischl.	1	0	som	TP	Outro
	Leptolejeunea elliptica (Lehm. & Lindenb.) Schiffn.	9	0	sol	TP	Neotropical
	Leucolejeunea xanthocarpa (Lehm. & Lindenb.) A. Evans	1	1	sol	TP	Pantropical
	Lopholejeunea nigricans (Lindenb.) Schiffn.	4	4	sol	TP	Pantropical
	Lopholejeunea subfusca (Nees) Schiffn.	4	1	sol	TP	Pantropical
	Marchesinia brachiata (Sw.) Schiffn.	0	1	sol	TR	Afroamericano
	Metalejeunea cucullata (Reinw. et al.) Grolle	1	0	som	TP	Pantropical
	Microlejeunea bullata (Tayl.) Steph.	3	6	gen	TL	Neotropical
	Microlejeunea globosa (Spruce) Steph.	2	0	gen	TP	Neotropical
	Odontolejeunea rhomalea (Spruce) Steph.	0	1	som	TP	Neotropical
	Prionolejeunea aemula (Gottsche) A. Evans	3	5	som	TP	Neotropical
	Stictolejeunea squamata (Willd. ex Weber) Schiffn.	0	4	gen	TP	Neotropical
	Symbiezidium barbiflorum (Lindenb. & Gottsche) A. Evans	6	7	gen	TP	Neotropical
Lepidoziaceae	*Bazzania aurescens* Spruce	3	0	som	TR	Neotropical
	Bazzania heterostipa (Steph.) Fulford	10	6	gen	TR	Floresta Atlântica
	Bazzania phyllobola Spruce	10	0	som	TR	Outro
	Kurzia capillaris (Sw.) Grolle	1	0	som	TP	Afroamericano
	Monodactylopsis monodactyla (Spruce) R.M. Schust.	2	0	sol	TP	Neotropical
	Telaranea diacantha (Mont.) Engel & Merr.	9	6	gen	TP	Pantropical
Lophocoleaceae	*Chyloscyphus martianus* (Nees) J.J. Engel & R.M. Schust.	5	10	gen	TP	Afroamericano
	Chyloscyphus muricatus (Lehm.) J.J.Engel & R.M.Schust.	0	7	som	TR	Temperado do Sul
	Lophocolea bidentata (L.) Dumort.	0	3	som	TP	Amplo
Metzgeriaceae	*Metzgeria albinea* Spruce	2	1	gen	TL	Afroamericano
	Metzgeria aurantiaca Steph.	3	0	gen	TL	Neotropical
	Metzgeria brasiliensis Schiffn.	0	10	gen	TL	Floresta Atlântica
	Metzgeria ciliata Raddi	3	1	gen	TL	Amplo
Monocleaceae	*Monoclea gottschei* subsp. *elongata* Gradst. & Mues	0	1	som	TP	Neotropical
Pallaviciniaceae	*Symphyogyna aspera* Steph.	0	3	som	TL	Neotropical

Tabela 2. Continuação...

Família	Espécie	FR	TB	GE	FV	Padrão fitogeográfico
Plagiochilaceae	*Plagiochila corrugata* (Nees) Nees & Mont.	1	1	som	F	Afroamericano
	Plagiochila cristata (Sw.) Lindenb.	1	0	som	F	Neotropical
	Plagiochila disticha (Lehm. & Lindenb.) Lindenb.	10	5	som	F	Neotropical
	Plagiochila gymnocalycina (Lehm. & Lindenb.) Lindenb.	0	1	som	F	Neotropical
	Plagiochila martiana (Nees) Lindenb.	7	8	som	F	Neotropical
	Plagiochila patentissima Lindenb.	7	6	som	F	Neotropical
	Plagiochila patula (Sw.) Lindenb.	4	6	som	F	Neotropical
	Plagiochila rutilans Lindenb.	4	6	som	F	Neotropical
Porellaceae	*Porella brasiliensis* (Raddi) Schiffn.	0	1	som	TR	Floresta Atlântica
Radulaceae	*Radula ligula* Steph.	0	9	som	TP	Floresta Atlântica
	Radula mammosa Spruce	0	1	som	TP	Neotropical
	Radula recubans J. Taylor	6	8	gen	TP	América tropical e subtropical

Tabela 3. Índices de diversidade de espécies das comunidades de briófitas das florestas de Restinga e Terras Baixas, Ubatuba, SP, Brasil.

Table 3. Indices of species diversity of the bryophyte communities of the *Restinga* and Lowland Forests, Ubatuba, SP, Brazil.

Índice de diversidade	Floresta de Restinga	Floresta de Terras Baixas
Diversidade de espécies (= riqueza)	109	112
Índice de Simpson	0,986	0,985
Índice de Shannon	4,444	4,409
Número efetivo de espécies (Simpson)	71	67
Número efetivo de espécies (Shannon)	85	82
Diversidade taxonômica (IDT)	5,133	5,33
Intervalo de confiança IDT – limite superior	5,29	5,305
Intervalo de confiança IDT – limite inferior	5,183	5,16

de Terras Baixas de Poço das Antas (município de Miguel Pereira, Rio de Janeiro), agrupou-se com baixa similaridade florística.

4. Padrões fitogeográficos × altitude

Nas duas fitofisionomias amostradas, a maioria das espécies apresenta uma ampla distribuição no mundo, sendo mais de 55% delas neotropicais. Táxons neotropicais somados àqueles com padrões de distribuição mais amplos (América tropical e subtropical, afroamericano, pantropical e amplo), daqui em diante denominados amplamente distribuídos, totalizaram 103 táxons em ambas as fitofisionomias (94% dos táxons da FR e 92% daqueles de TB), resultados semelhantes aos encontrados por Imbassahy et al. (2009), para a Restinga de Jurubatiba, no Estado do Rio de Janeiro (90% dos táxons). Para uma área submontana na Serra dos Órgãos (Santos & Costa 2008), o número de espécies de briófitas amplamente distribuídas diminui (81%) e essa tendência também foi observada para a flora de hepáticas do Rio de Janeiro (Santos & Costa 2010b), com 84% dos táxons de terras baixas, 78% de submontana, 74% de montana e 64% de alto-montana, quanto para a flora de musgos (Costa & Lima 2005), com 85, 90, 74 e 65%, respectivamente.

Discussão

1. Estrutura das comunidades de briófitas das florestas de Restinga e Terras Baixas

A análise da brioflora das duas fitofisionomias amostradas revelou uma elevada riqueza de espécies de briófitas, apesar da pequena área inventariada (20 subparcelas de 10 × 10 m dentro de dois hectares). Nessas áreas, foram encontradas 43% das espécies, 58% dos gêneros e 69% das famílias conhecidas para o litoral norte do Estado de São Paulo (Visnadi 2005). Ao comparar a riqueza de espécies de cada uma dessas fitofisionomias separadamente com a de outros inventários realizados na Floresta Atlântica do sudeste brasileiro (Tabela 1), verifica-se que o número de espécies de ambas as áreas é inferior apenas ao da floresta submontana da RPPN El Nagual, onde foi realizado o levantamento intensivo da brioflora numa área de 17 ha (Santos & Costa 2008).

A riqueza de espécies foi semelhante nas duas áreas, tendo sido ligeiramente maior em TB (112 táxons), possivelmente devido à sua elevada heterogeneidade ambiental, visto que esta fitofisionomia apresenta maior disponibilidade de microambientes para as briófitas (e.g. rochas no interior da mata, córregos e barrancos – ambientes não encontrados na FR), o que está diretamente relacionado com a riqueza de espécies. São exemplos de plantas que crescem exclusivamente sobre rocha, encontradas apenas em TB, *Megaceros vincentianus, Monoclea gottschei*, *Riccardia regnellii* e *Symphyogyna aspera*. A riqueza também expressiva da FR (109 espécies) pode ser atribuída à sua singularidade fitofisionômica, que apresenta elevada luminosidade e períodos de alagamento durante a estação chuvosa, apresentando ainda uma umidade atmosférica possivelmente elevada, devido ao número considerável de espécies de briófitas epífilas (que crescem sobre folhas) encontradas (10 espécies). Por tratar-se de um ambiente tão singular, essa fitofisionomia apresenta espécies típicas de restingas (por exemplo, *Cololejeunea cardiocarpa* e *Monodactylopsis monodactyla*) e de florestas ombrófilas, como *Aerolindgia capillacea, Meteoridium remotifolium, Phyllogonium viride, Squamidium* spp. e *Zelometeorium patulum*.

A composição florística possibilitou uma distinção efetiva entre as fitofisionomias de FR e TB de Picinguaba, como corroborado pela análise de agrupamento (Figura 3). Foram encontradas diferenças na brioflora dessas áreas até mesmo em nível de família e gênero.

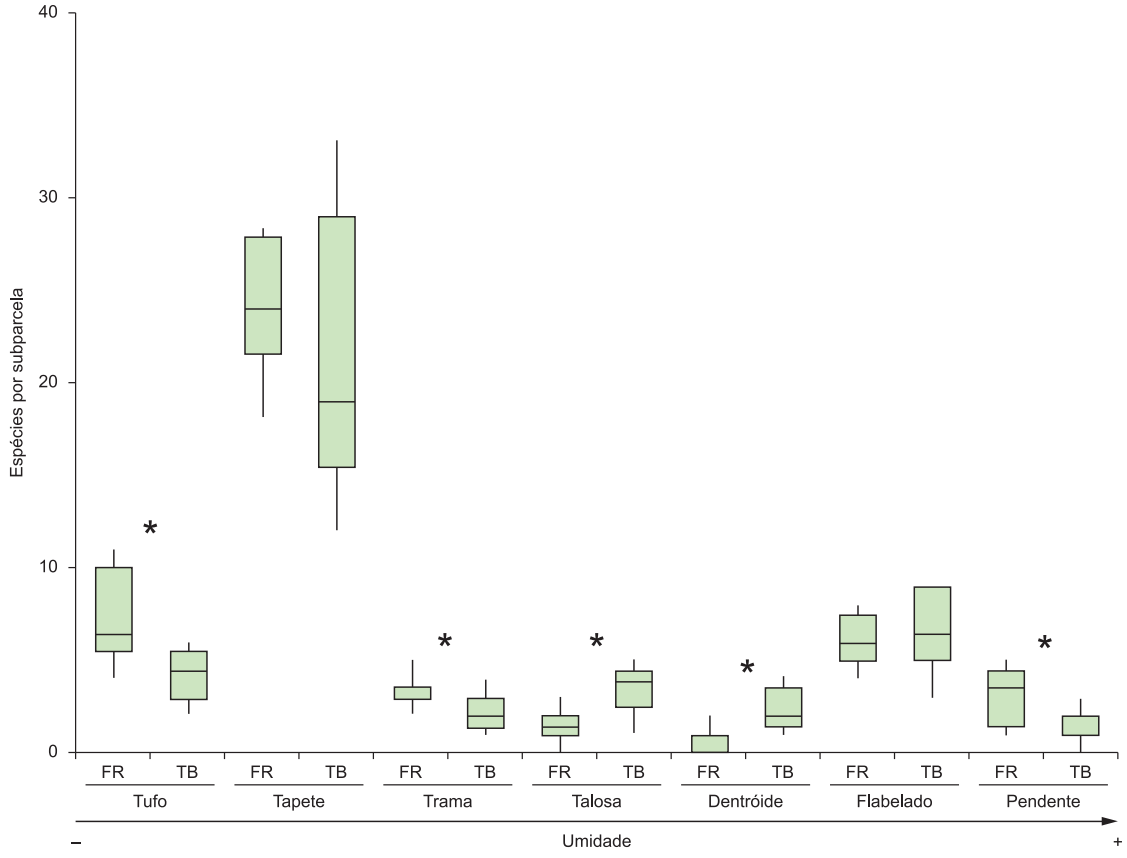


Figura 1. Box-plot do número de espécies por tipo de forma de vida das 10 subparcelas da Floresta de Restinga e 10 subparcelas de Terras Baixas, Ubatuba, SP, Brasil. * denota diferença significativa entre os valores das duas fitofisionomias ($p < 0,05$). Siglas: FR = Floresta de Restinga, TB = Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas.

Figure 1. Box-plot of the number of species per life form of 10 plots from the Forest of Restinga and 10 plots of Lowland Forest, Ubatuba, SP, Brazil. * Denotes significant difference between the values of the two forest types ($p < 0.05$). Abbreviations: FR = Restinga Forest, TB = Lowland Forest.

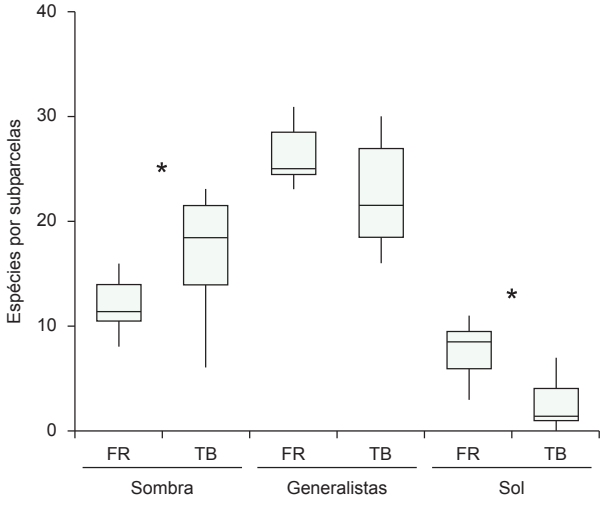


Figura 2. Box-plot do número de espécies por grupo ecológico de tolerância à luz das 10 subparcelas da Floresta de Restinga e 10 subparcelas de Terras Baixas, Ubatuba, SP, Brasil. * Denota diferença significativa entre os valores das duas fitofisionomias ($p < 0,05$). Siglas: FR = Floresta de Restinga, TB = Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas.

Figure 2. Box-plot of the number of species per ecological group of light tolerance of 10 plots from the Forest of Restinga and 10 plots of Lowland Forest, Ubatuba, SP, Brazil. * Denotes significant difference between the values of the two forest types ($p < 0.05$). Abbreviations: FR = Restinga Forest, TB = Lowland Forest.

Dentre os principais táxons da FR, destacam-se membros da família Brachytheciaceae (com três espécies e um gênero exclusivos) e Lepidoziaceae (quatro espécies e dois gêneros exclusivos). Na floresta de TB, famílias destacáveis como Pilotrichaceae (quatro espécies e dois gêneros exclusivos) e Neckeraceae (duas espécies e dois gêneros exclusivos) apresentaram espécies típicas de sombra que crescem principalmente sobre rochas ou troncos caídos, encontradas exclusivamente nesta fitofisionomia. Houve ainda um número elevado de famílias exclusivas de cada área. Segundo dados da lista do Brasil (Costa 2010), dentre as 10 famílias exclusivas à TB, quatro (Daltoniaceae, Dendrocerotaceae, Hypopterygiaceae e Monocleaceae) são encontradas no Brasil exclusivamente em domínios florestais (Amazônia e Floresta Atlântica), enquanto que as famílias exclusivas da FR estão amplamente distribuídas no país (exceto Phyllogoniaceae, restrita à Floresta Atlântica), ocorrendo inclusive em biomas secos (e.g. Orthotrichaceae, Pottiaceae e Pterobryaceae, que ocorrem em todos os domínios fitogeográficos brasileiros).

Foram encontradas divergências entre os índices de diversidade utilizados (Tabela 3). Em termos de riqueza de espécies (desconsiderando a equabilidade) e de diversidade taxonômica, a fitofisionomia de TB foi considerada mais diversa. Já para os índices de diversidade que levam em consideração a riqueza e equabilidade (Simpson e Shannon), a maior diversidade foi encontrada na FR (inclusive em termos de número efetivo de táxons). Na FR, o número de espécies raras (que ocorreram em apenas uma subparcela) foi menor (28 táxons vs. 41 em TB) e a distribuição das abundâncias mais

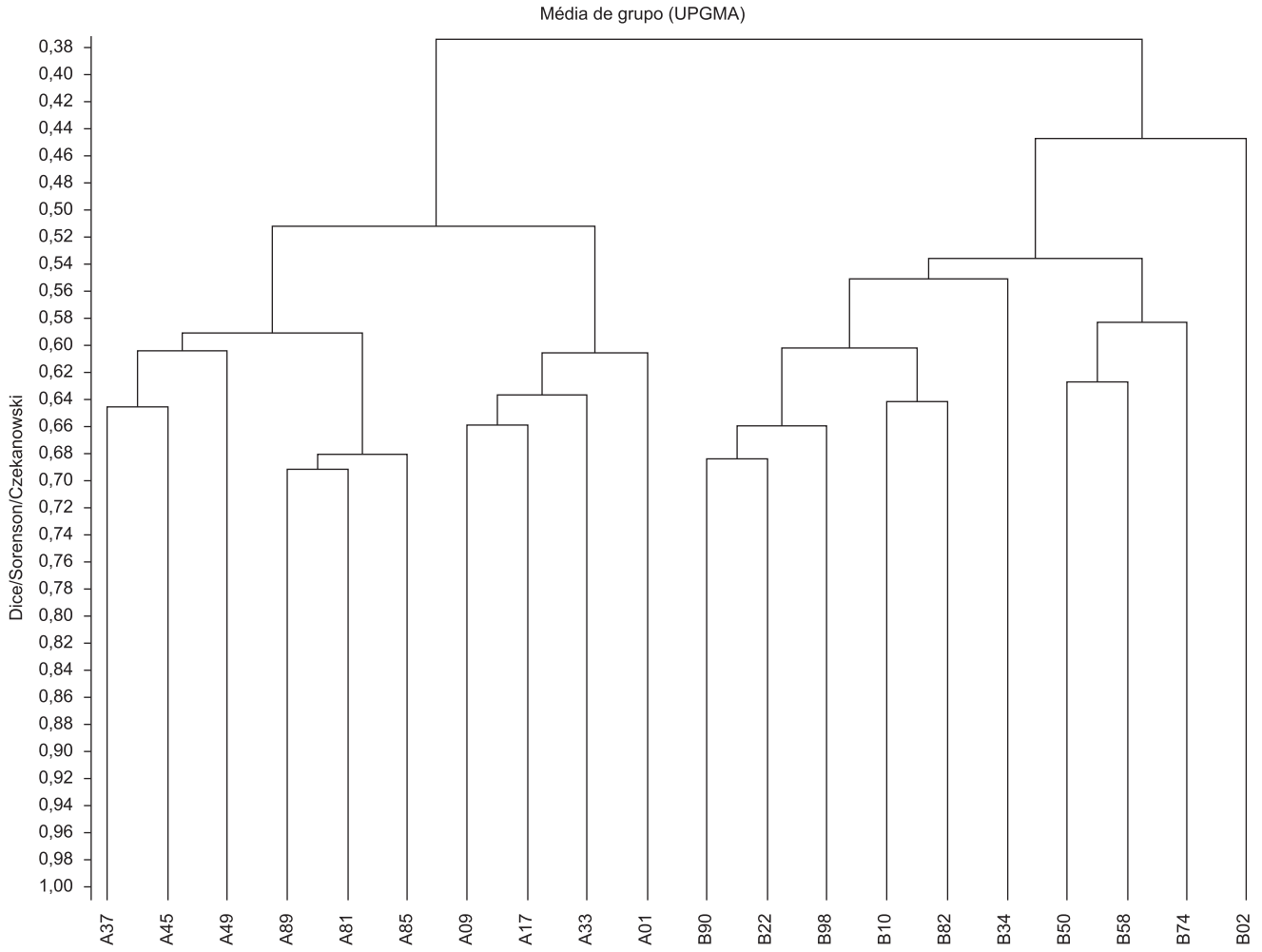


Figura 3. Dendograma de similaridade (coeficiente de Sørensen) obtido pelo do método de ligação de Média de Grupo (UPGMA) a partir da matriz florística das 20 subparcelas inventariadas nas florestas de Restinga e Terras Baixas, Ubatuba, SP, Brasil.

Figure 3. Similarity tree (Sørensen's coefficient) obtained by cluster analysis (UPGMA) from the floristic matrix of 20 subplots surveyed in the in the Restinga and Lowland forests, Ubatuba, SP, Brazil.

equitativa entre as subparcelas; já na parcela de TB a heterogeneidade ambiental é maior, como observado na Figura 4, havendo algumas subparcelas com elevado número de microambientes colonizados por briófitas e outras, localizadas em terreno inclinado, onde a representatividade das espécies foi menor. Os métodos de estimativa da diversidade têm sido amplamente discutidos na literatura (ver Martins & Santos 1999, Magurran 2004, Melo 2008, Jost 2006). Um dos problemas frequentemente apontados é a forma de interpretação dos índices, já que eles não representam a diversidade de espécies em si, sendo o valor do índice, algo abstrato e de difícil entendimento (Jost 2006, Melo 2008). Neste trabalho, optou-se pela utilização do número efetivo de espécies, um índice menos popular, pois ele permite a comparação de duas comunidades de forma mais clara, quantificando a diversidade em número de táxons (Jost 2006). Com relação à diversidade taxonômica, uma de suas virtudes é a robustez com relação ao esforço amostral (Magurran 2004). Além disso, em termos de conservação da biodiversidade, uma área com elevada diversidade taxonômica deveria ser priorizada, visto abrigar um número maior de linhagens evolutivas dentro da comunidade. Do ponto de vista da diversidade taxonômica, apesar da diferença entre os índices não ter sido significativa, a floresta de TB seria considerada prioritária para conservação, pois nela são encontrados representantes das três divisões de "briófitas", sendo ainda maior o número de famílias e gêneros.

Foram encontradas diferenças significativas nos parâmetros tipos de forma de vida e grupo ecológico de tolerância à luz entre as fitofisionomias (Figuras 1 e 2). Na FR, foram encontradas mais espécies com forma de vida do tipo tufo (17 táxons na FR e 11 em TB) e pendente (nove na FR e quatro em TB); enquanto que em TB, destacaram-se as espécies talosas (oito táxons e cinco na FR) e dendróides (seis táxons e dois na FR). Formas de vida de briófitas estão intimamente relacionadas com as condições de luminosidade e umidade, visto que representam o arranjo do tecido fotossintético de forma a maximinizar a produção primária e minimizar a perda d'água por evaporação (Bates 1998). Logo, espécies pendentes e flabeladas, que apresentam grande parte dos gametófitos expostos ao ar para uma maior captura de luz e água da chuva, são típicas de florestas tropicais úmidas. Ambientes tropicais com elevada umidade do ar, em geral apresentam muitas espécies pendentes, flabeladas, dendróides e talosas, enquanto que aqueles de baixa umidade apresentam tufos e coxins (Giminghan & Birse 1957). Dessa forma, o número mais expressivo de espécies que formam tufos e daquelas pendentes reitera as condições climáticas singulares da FR. Por outro lado, o maior número de táxons talosos (e.g. *Megaceros vincentianus,*

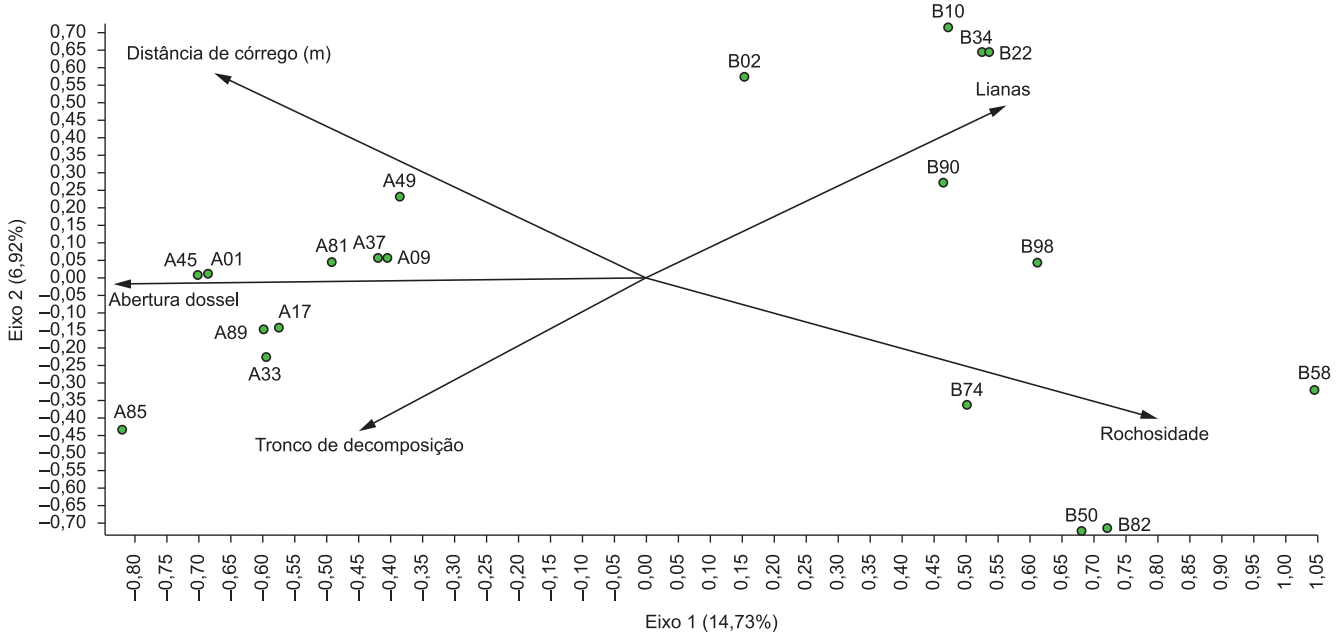


Figura 4. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as 20 subparcelas inventariadas nas florestas de Restinga e Terras Baixas, Ubatuba, SP, Brasil.

Figure 4. Ordination diagram of the first two axes of Canonical Correspondence Analysis (CCA) for the 20 subplots surveyed in the Restinga and Lowland forests, Ubatuba, SP, Brazil.

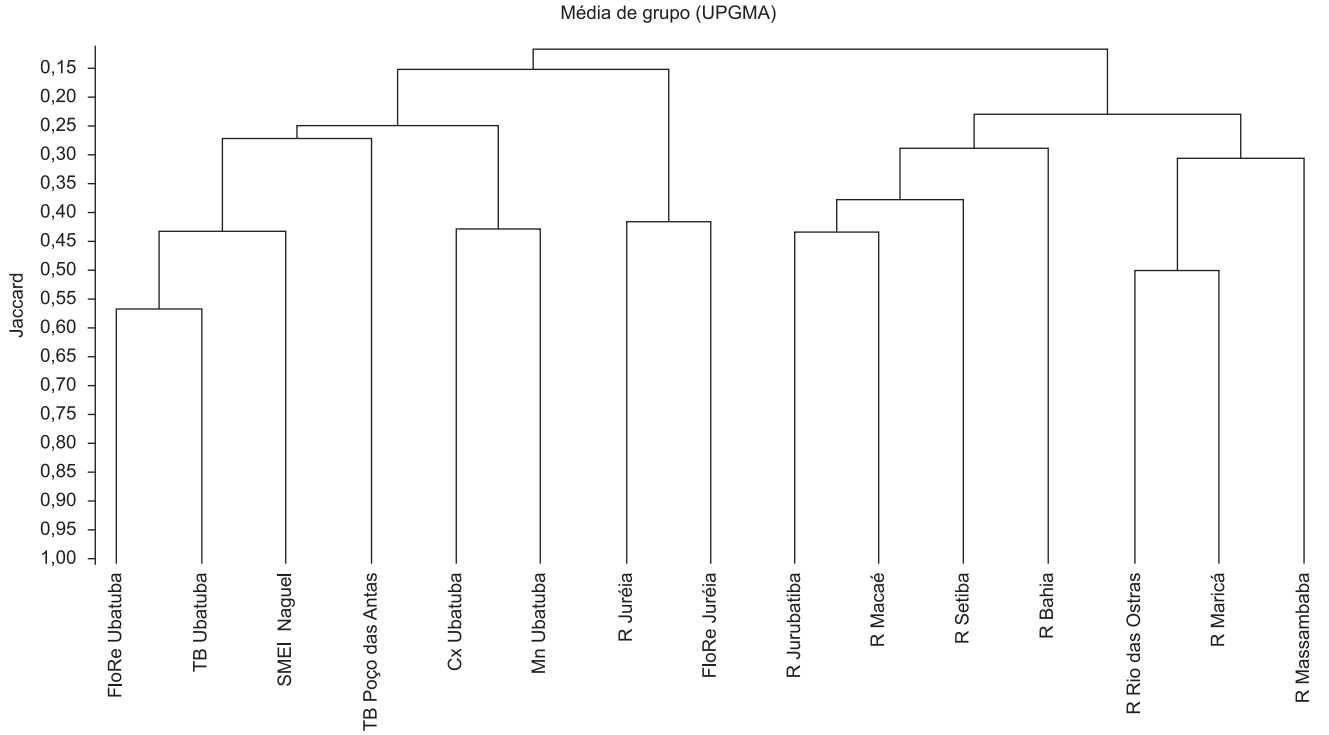


Figura 5. Dendograma de similaridade (coeficiente de Jaccard) obtido a partir do método de ligação de Média de Grupo (UPGMA) a partir da lista florística sem espécies raras de 15 áreas de Floresta Atlântica costeira. As siglas são apresentadas na Tabela 1.

Figure 5. Similarity tree (Jaccard's coefficient) obtained by cluster analysis (UPGMA) from the floristic list excluding rare species of the 15 areas of coastal Atlantic Forest. For definition of acronym see Table 1.

Monoclea gottschei, Symphyogyna aspera) e dendróides (e.g. *Hypopterygium tamarisci, Thamniobryum fasciculatum*) em TB, estão relacionados a duas características ambientais desta fitofisionomia, a menor abertura do dossel (visto que os táxons que apresentaram esses tipos de formas de vida são típicos de sombra) e a disponibilidade de rochas, substrato preferencialmente ocupado por essas espécies.

Em se tratando da tolerância à luz (dessecação), a riqueza de espécies típicas de sol foi maior na FR e de típicas de sombra em TB. O índice de abertura do dossel explicou 44% da variação da riqueza de espécies típicas de sol nas 20 subparcelas inventariadas. Provavelmente, outras variáveis ambientais, e.g. umidade, também estão atuando na distribuição desses táxons tolerantes à elevada luminosidade. A abertura do dossel faz com que as condições microclimáticas (de luminosidade, temperatura e umidade) existentes na copa das árvores cheguem até o sub-bosque, possibilitando assim a ocorrência de espécies típicas de sol no interior da floresta, ambiente preferencialmente ocupado pelas espécies típicas de sombra (Acebey et al. 2003).

2. Distinção florística entre Floresta de Restinga × FOD de Terras Baixas em termos de paisagem

A baixa similaridade florística existente entre as subparcelas da FR e TB demonstram que a FR de Picinguaba é uma formação ímpar e distinta da floresta ombrófila da encosta da Serra do Mar. A CCA possibilitou a visualização do padrão de variação da composição das comunidades de briófitas ao longo dos gradientes gerados pelas variáveis ambientais analisadas, apesar dos três primeiros eixos compreenderem apenas ca. 25% da variância total dos dados. A variância remanescente não explicada pode estar associada a variáveis ambientais não quantificadas, como umidade, inclinação do terreno, dentre outras. Assim sendo, a maior abertura do dossel, aliada à ausência de córregos e elevada quantidade de troncos em decomposição são variáveis ambientais que explicam parcialmente a distribuição da brioflora nas subparcelas da FR. Por outro lado, a elevada rochosidade pode ser considerada explicativa do grupo formado pelas subparcelas B50, B58 e B74 na análise de agrupamento (Figura 3). Da mesma forma, a baixa similaridade existente entre a subparcela B02 e as outras amostras de TB pode estar relacionada com suas características ambientais intermediárias entre as fitofisionomias FR e TB.

3. Singularidade da Floresta de Restinga em nível regional

Quando avaliadas em termos de paisagem, as subparcelas da FR e TB formam grupos florísticos distintos, com baixo grau de similaridade; contudo, na análise regional, a brioflora dessas duas fitofisionomias apresenta mais afinidades entre si do que com outras formações litorâneas de Floresta Atlântica, como observado na Figura 5. No agrupamento observado, é interessante notar que as duas florestas de terras baixas (TB Poço das Antas e TB Ubatuba) não se agruparam (30% de similaridade florística), isso devido provavelmente à REBIO Poço das Antas ser uma área de Floresta Atlântica de baixada com florestas em diferentes estágios sucessionais, enquanto que a TB Ubatuba representa uma área de Floresta Atlântica de encosta em bom estado de conservação, e que por isso agrupou-se com a FR de Ubatuba (57%) e a RPPN El Nagual (48%), uma área de floresta submontana localizada no sopé da Serra dos Órgãos (200 m). A baixa similaridade existente entre a FR de Ubatuba e a FR da Juréia (10%), ambas localizadas no litoral de São Paulo, indica que provavelmente as formações vegetacionais do litoral sul do Estado de São Paulo são distintas daquelas do litoral norte, que são mais semelhantes aos remanescentes de Floresta Atlântica fluminenses. Contudo, estudos mais detalhados são necessários para compreender melhor essa dissimilaridade. É importante destacar que a brioflora da FR de Ubatuba apresenta maiores afinidades com aquela de áreas de florestas ombrófilas de encosta do que com a de outras formações vegetacionais mais próximas ao litoral (como caxetal, mangue e restinga), o que reforça a singularidade dessa fitofisionomia.

4. Relações entre os padrões de distribuição globais e regionais das briófitas

Com relação aos padrões fitogeográficos, corroboramos as observações de Santos & Costa (2010b) para a Floresta Atlântica do sudeste do Brasil, de que as espécies de briófitas de áreas de baixada são mais amplamente distribuídas em termos globais do que aquelas das florestas montanas. Como destacado por Schuster (1983) e Gradstein & Pócs (1989), nas regiões tropicais, as razões de endemismo de briófitas são maiores em áreas montanas, sendo os elementos de terras baixas em geral amplamente distribuídos. Regiões montanas são como ilhas bióticas, visto que as espécies que vivem ali ocupam áreas pequenas e com populações restritas, que estão sujeitas ao *stress*, deriva genética e rápida evolução, acentuada pelas flutuações climáticas do Pleistoceno (Schuster 1983). Além disso, as condições microclimáticas existentes em áreas de baixada (menores índices de umidade e maiores temperaturas) podem restringir o estabelecimento dos esporos das espécies de distribuição restrita (e.g. endêmicas). Evidências experimentais demonstraram que os esporos de briófitas endêmicas são menos tolerantes às condições necessárias para dispersão a longa distância (e.g. dessecação e raios UV) do que de espécies com distribuição transoceânica (van Zanten & Pócs 1981).

Os resultados obtidos corroboram a proposição de que a FR de Picinguaba (Ubatuba) é uma formação vegetacional ímpar, já que sua brioflora apresenta elementos de florestas ombrófilas (e.g. forma de vida pendente, espécies epífilas e táxons típicos de sombra) entremeados aos de vegetações secas (e.g. formas de vida tapete e tufo, táxons típicos de sol), resultados confirmados nas análises de afinidades florísticas em nível de paisagem. Demonstram ainda que, em nível regional, a composição florística desta fitofisionomia é mais semelhante àquela das florestas de encosta do que a de outras formações litorâneas brasileiras. Dessa forma, seria mais adequado enquadrá-la como uma subformação da fitofisionomia florestal do que como uma variação da fitofisionomia de restinga. Além disso, foi reforçada a idéia de que as espécies de briófitas que ocorrem em áreas de baixada apresentam padrões fitogeográficos mais amplos do que aquelas de áreas montanas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Thamara J. Reis, pelo auxílio na identificação dos táxons; à Christiane E. Corrêa, Dalila V. Freitas, Rafael C. Costa e Valéria Forni-Martins por terem cedido os dados de abertura do dossel; e à Adaíses S. Maciel da Silva, Ana Gabriela Bieber, Bruno P. Rosado e Leonardo D. Meireles, pelo auxílio nas análises estatísticas. Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Gradiente Funcional (Processo 03/12595-7), que faz parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br). Autorização COTEC/IF 260108-001.482/0 2008.

Referências bibliográficas

ACEBEY, C., GRADSTEIN, S.R. & KRÖMER, T. 2003. Species richness and habitat diversification of bryophytes in submontane rain forest and fallows in Bolivia. J. Trop. Ecol. 18:1-16.

ALVARENGA, L.D.P., PÔRTO, K.C. & OLIVEIRA, J.R.P.M. 2010. Habitat loss effects on spatial distribution of non-vascular epiphytes in a Brazilian Atlantic Forest. Biodivers. Conserv. 19:619-635. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-009-9723-2

AYRES, M., AYRES JÚNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A. 2007. BIOESTAT - Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Ong Mamiraua, Belém.

BASTOS, C.J.P. 1999. Briófitas de restinga das regiões metropolitana de Salvador e litoral norte do Estado da Bahia, Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.

BASTOS, C.J.P. & YANO, O. 2006. Briófitas de restinga das regiões Metropolitana de Salvador e Litoral Norte do Estado da Bahia, Brasil. Bolm. Inst. Bot. 18:197-205.

BATES, J.W. 1998. Is 'life-form' a useful concept in bryophyte ecology? Oikos 82:223-237. http://dx.doi.org/10.2307/3546962

BEHAR, L., YANO, O. & VALLANDRO, C.G. 1992. Briófitas da restinga de Setiba, Guarapari, Espírito Santo. Bol. Mus. Biol. Mello Leitão, Nov. Ser., 1:25-38.

BUCK, W.R. 1998. Pleurocarpous mosses of the West Indies. Mem. New York Bot. Gard. 82:1-400.

CABRERA, A.L. & WILLINK, A. 1980. Biogeografia de America Latina. 2nd ed. OEA, Washington.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. J. Appl. Ecol. 35(4):523-531. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x

COSTA, D.P. 1999. Epiphytic bryophyte diversity in primary and secondary Lowland Rainforests in southeastern Brazil. Bryologist 102(2): 320-326.

COSTA, D.P. 2008. Metzgeriaceae. Fl. Neotr. Monograph. 102:1-169.

COSTA, D.P. 2009. Briófitas. In Plantas da Floresta Atlântica (J.R. Stehmann, R.C. Forzza, A. Salino, L.M. Sobral, D.P. Costa & L.H.Y. Kamino, eds.). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.13-17.

COSTA, D.P. 2010. Briófitas: Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB000006 (último acesso em 30/nov/2010).

COSTA, D.P. & LIMA, F.M. 2005. Moss diversity in the tropical rainforest of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. Rev. Bras. Bot. 28:671-685. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042005000400003

COSTA, D.P., IMBASSAHY, C.A.A., ALMEIDA, J.S.S., SANTOS, N.D. & VAZ-IMBASSAHY, T.F. 2006. Diversidade das briófitas nas Restingas do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Bol. Inst. Bot. 18:131-139.

CRANDALL-STOTLER, B., STOTLER, R.E. & LONG, D.G. 2009. Morphology and classification of the Marchantiophyta. In Bryophyte Biology. 2nd ed. (B. Goffinet & A.J. Shaw, eds.). Cambridge University Press, p.1-54.

DAUPHIN, G. 2003. *Ceratolejeunea* (Lejeuneaceae: Lejeuneoideae). Fl. Neotr. Monograph 90:1-86.

FOURNIER, L.A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. Turrialba 24:422-423.

FRAHM, J-P. & GRADSTEIN, S.R. 1991. An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes. J. Biog. 18:669-678. http://dx.doi.org/10.2307/2845548

FRAZER, G.W., CANHAM, C.D., & LERTZMAN, K.P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.

GIMINGHAN, C.H. & BIRSE, E.M. 1957. Ecological studiesw on growth form in bryophytes I. Correlation between growth form and habitat. J. Ecol. 45:533-545. http://dx.doi.org/10.2307/2256934

GOFFINET, B. & SHAW, A.J. 2009. Bryophyte Biology. 2nd ed. Cambridge University Press.

GOFFINET, B., BUCK, W.R. & SHAW, A.J. 2009. Morphology and classification of the Bryophyta. In Bryophyte Biology. (B. Goffinet & A.J. Shaw, eds.). 2nd ed. Cambridge University Press, p.55-138.

GRADSTEIN, S.R. & PÓCS, T. 1989. Bryophytes. In Tropical rain forest ecosystems (H. Lieth & M. J. A. Werger, eds.). Elsevier, Amsterdam, p.311-325.

GRADSTEIN, S.R. & COSTA, D.P. 2003. The Hepaticae and Anthocerotae of Brazil. Mem. New York Bot. Gard. 87:1-336.

GRADSTEIN S.R., CHURCHILL, S.P. & SALAZAR-ALLEN, N. 2001. Guide to the bryophytes of tropical America. Mem. New York Bot. Gard. 86:1-577.

HALLINGBÄCK, T. & HODGETTS, N. 2000. Mosses, liverworts & hornworts: a status survey and conservation action plan for bryophytes. IUCN, Gland.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Palaentol. Electronica 4(1):9.

HEINRICHS, J., GRADSTEIN, S.R. & GROLLE, R. 1988. A revision of the neotropical species of *Plagiochila* (Dumort.) Dumort. (Hepaticae) described by Olof Swartz. Journ. Hattori Bot. Lab. 85:1-32. http://dx.doi.org/10.1007/BF00985374

HEINRICHS, J., ANTON, H., GRADSTEIN, S.R. & MUES, R. 2000. Systematics of *Plagiochila* sect. *Glaucescentes* Carl (Hepaticae) from Tropical America: a morphological and chemotaxonomical approach. Pl. Syst. Evol. 220:115-138.

IMBASSAHY, C.A.A.I., COSTA, D.P. & ARAUJO, D.S.D. 2009. Briófitas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. Acta bot. bras. 23(2): 558-570.

JOLY, C.A., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C., CAMPOS, M.C.R., GOMES, J.A.M.A., LACERDA, M.S., MARTINS, F.R., PEDRONI, F., PEREIRA, L.S., PADGURSCHI, M.C., PRATA, E.M.B., RAMOS, E., ROCHELE, A., TAMASHIRO, J.Y., TORRES, R.B., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., SIMÕES, E., VILLANI, J.P. & MARTINELLI, L.A. 2011. Florística e fitossociologia da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal.

JOLY, C.A. & MARTINELLI, L.A. 2004. Projeto Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa nos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar. FAPESP 03/12595-7.

JOST, L. 2006. Entropy and diversity. Oikos 113:363-374. http://dx.doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

MÄGDEFRAU, K. 1982. Life forms of bryophytes. In Bryophyte Ecology (A.J.E. Smith ed.). New York, p.45-58.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Malden.

MARTINS, F.R. & SANTOS, F.A.M. 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. Rev. Holos 1 (edição especial):236-267.

McCUNE, B.& MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data, version 4.10. MjM Sofware Design, Gleneden Beach.

MELO, A.S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?point-of-view+bn00108032008 (último acesso 28/nov/2010).

PERALTA, F.P. 1995. Musgos (Bryophyta) do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.

PÓCS, T. 1982. Tropical Forest Bryophytes. In Bryophyte Ecology (A.J.E. Smith, ed.). Chapman and Hall, London, New York, p.59-103.PÓCS, T. 1996. Epiphyllous liverwort diversity at worldwide level and its threat and conservation. Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México, Ser. Bot. 67(1):109-127.

REESE, W.D. 1993. Calymperaceae. Fl. Neotr. Monograph 58:1-102.

REINER-DREHWALD, M.E. 2000. Las Lejeuneaceae (Hepaticae) de Misiones, Argentina. VI *Lejeunea* y *Taxilejeunea*. Trop. Bryol. 19:81-131.

REINER-DREHWALD, M.E. & GODA, A. 2000. Revision of the genus *Crossotolejeunea* (Lejeuneaceae, Hepaticae). Journ. Hattori Bot. Lab. 89:1-54.

RENZAGLIA, K.S., VILLAREAL, J.C. & DUFF, R.J. 2009. New insights into morphology, anatomy, and systematic of hornworts. In Bryophyte Biology (B. Goffinet & A.J. Shaw, eds.). 2nd ed. Cambridge University Press, p.139-171.

RICHARDS, P.W. 1984. The Ecology of Tropical Forest Bryophytes. In New Manual of Bryology (R.M. Schuster, ed.). The Hattori Botanical Laboratory, Nichina, Japan, p.1233-1270.

SANTOS, N.D. & COSTA, D.P. 2008. A importância de Reservas Particulares do Patrimônio Natural para a conservação da brioflora da Mata Atlântica: um estudo em El Nagual, Magé, RJ, Brasil. Acta Bot. Bras. 22(2):359-372. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000200007

SANTOS, N.D. & COSTA, D.P. 2010a. Altitudinal zonation of liverworts in the Atlantic Forest, Southeastern Brazil. Bryologist 113(3):631-645. http://dx.doi.org/10.1639/0007-2745-113.3.631

SANTOS, N.D. & COSTA, D.P. 2010b. Phytogeography of the liverwort flora of the Atlantic Forest of southeastern Brazil. J. Bryol. 32:9-22. http://dx.doi.org/10.1179/037366810X12578498135634

SCHUSTER, R.M. 1983. Phytogeography of bryophytes. In New Manual of Bryophtes (R.M. Schuster ed.). Hattori Botanical Laboratory, Nichinan, p.463-626.

SHEPHERD, G.J. 2009. Fitopac v. 2.0. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA, M.P.P. & PÔRTO, K.C. 2010. Spatial structure of bryophyte communities along na edge-interior gradient in na Atlantic Forest remmant in Northeast Brazil. J. Bryol. 32:101-112. http://dx.doi.org/10.1179/037366810X12578498136110

TER BRAAK, C.J.F. & PRENTICE, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. Adv. Ecol. Res. 18:271-313. http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60183-X

VALENTIN, J.L. 2000. Ecologia Numérica: Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Interciência, Rio de Janeiro, 117p.

van ZANTEN, B.O. & PÓCS, T. 1981. Distribution and dispersal of Bryophytes. Adv. Bryol. 1:479-562.

VAZ, T.F. & COSTA, D.P. 2006a. Os gêneros *Brymella, Calliscotella, Crossomitrium, Cyclodictyon, Hookeriopsis, Hypnella* e *Trachyxiphium* (Pilotrichaceae, Bryophyta) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Acta Bot. Bras. 20:955-973. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000400019

VAZ, T.F. & COSTA, D.P. 2006b. Os gêneros *Lepidopilidium, Lepidopilum, Pilotrichum* e *Thamniopsis* (Pilotrichaceae, Bryophyta) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Acta Bot. Bras. 20:975-993. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000400020

VAZ-IMBASSAHY, T.F., IMBASSAHY, C.A.A. & COSTA, D.P. 2008. Sinopse de Pilotrichaceae (Bryophyta) no Brasil. Rodriguésia 59:765-797.

VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da Vegetação Brasileira adaptada a um Sistema Universal. IBGE, Rio de Janeiro.

VISNADI, S.R. 2005. Brioflora da Mata Atlântica do Estado de São Paulo: região norte. Hoehnea 32(2):215-231.

VISNADI, S.R. 2008. Marchantiophyta e Bryophyta de manguezais do Estado de São Paulo, Brasil. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ser. Cienc. Nat. 3(1):69-80.

VISNADI, S.R. 2009. Briófitas do caxetal, em Ubatuba, São Paulo, Brasil. Trop. Bryol. 30:8-14.

VISNADI, S.R. & VITAL, D.M. 1995. Bryophytes from restinga in Setiba State Park, Espírito Santo State, Brazil. Trop. Bryol.10:69-74.

VITAL, D.M. & VISNADI, S.R. 1994. Briófitas de um trecho de restinga da Estação Ecológica da Juréia, Peruíbe, Estado de São Paulo, Brasil. Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. ACIESP, v. 87, n. 3, p.153-157.

YANO, O. 1984. Briófitas. In Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico (O. Fidalgo & V.L.R. Bononi, coords.). Instituto de Botânica, São Paulo, p.27-30.

WARWICK, R.M. & CLARKE, K.R. 1995 New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. Mar. Ecol. Prog. Ser. 129:301-305. http://dx.doi.org/10.3354/meps129301

ZARTMAN, C.E. 2003. Habitat Fragmentation Impacts on Epiphyllous Bryophyte Communities in Central Amazonia. Ecology 84 (4):949-954. http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0948:HFIOEB]2.0.CO;2

Recebido em 09/09/2010
Versão reformulada recebida em 30/04/2011
Publicado em 06/06/2011

Chave de identificação de espécies do estrato arbóreo da Mata Atlântica em Ubatuba (SP), com base em caracteres vegetativos

Mariella Eltink[1,6], Eliana Ramos[2], Roseli Buzanelli Torres[3], Jorge Yoshio Tamashiro[4], Eduardo Galembeck[5] & Eduardo Kimura[5]

[1]Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP, Brasil. http://www.iac.sp.gov.br Bolsista CNPq/PIBIC (proc. no. 0800023) e IC/FAPESP (proc. no. 2009/03563-0)
[2]Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil. http://www.rc.unesp.br
[3]Núcleo de P e D Jardim Botânico, Centro de Recursos Genéticos Vegetais, Instituto Agronômico de Campinas, Av. Barão de Itapura, 1481, CEP 13020-902, Campinas, SP, Brasil. http://www.iac.sp.gov.br
[4]Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil. http://www.ib.unicamp.br
[5]Departamento de Bioquímica, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil. http://www.iac.sp.gov.br
[6]Autor para correspondência: Mariella Eltink, e-mail: m_eltink@hotmail.com

ELTINK, M., RAMOS, E., TORRES, R.B., TAMASHIRO, J.Y., GALLEWMBECK, E. & KIMURA, E. **Key for the identification of the arboreal stratum species of the Atlantic Rain Forest in Ubatuba (SP) based on vegetative characters**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?identification-key+bn02511022011

Abstract: The identification key was developed taking into account the herbarium specimens from the species of the arboreal stratum sampled, with at least 4.8 cm DBH, in two stretches of Lower Montane Rain Forest. Only morphological vegetative characters were used, such as phyllotaxy, leaf shape, presence or absence of stipules, trichomes and glands, and other aspects relevant to the species identification, besides field observations. The key comprises 193 (4 without identification) species belonging to 114 genera and 50 botanical families, and an interactive electronic version is available online at the site http://www.gama.ib.unicamp.br/gama/index.php.
Keywords: *Submontane Rain Forest, Capricórnio Farm, Serra do Mar State Park, floristics.*

ELTINK, M., RAMOS, E., TORRES, R.B., TAMASHIRO, J.Y., GALLEWMBECK, E. & KIMURA, E. **Chave de identificação de espécies do estrato arbóreo da Mata Atlântica em Ubatuba (SP), com base em caracteres vegetativos**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?identification-key+bn02511022011

Resumo: A chave de identificação foi elaborada com base no material herborizado das espécies do estrato arbóreo amostradas com pelo menos 4,8 cm de DAP, em dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submontana. Foram utilizadas apenas características morfológicas vegetativas, como a filotaxia, forma das folhas, presença ou ausência de estípulas, indumento e glândulas, dentre outros aspectos relevantes para a identificação das espécies, e observações de campo. A chave consta de 193 espécies (4 indeterminadas), distribuídas em 114 gêneros e 50 famílias botânicas, e uma versão eletrônica interativa está disponível para consulta on line (http://www.gama.ib.unicamp.br/gama/index.php).
Palavras-chave: *Floresta Ombrófila Densa Submontana, Fazenda Capricórnio, Parque Estadual da Serra do Mar, florística.*

Introdução

A ausência de espécies em estado fértil é frequente durante a realização de trabalhos com a vegetação nativa. Talora & Morellato (2000) observam que muitas espécies de árvores da floresta tropical não florescem com frequência. Além disso, as formações nativas caracterizam-se pela alta diversidade de espécies, dificultando a identificação dos táxons, particularmente quando estéreis. Assim, é de grande valia disponibilizar informações mais completas sobre os caracteres vegetativos, pois possibilitam a identificação das espécies em qualquer período do ano, não havendo necessidade da presença de flor e fruto. A preocupação de se elaborar chaves para a identificação das espécies tendo como base características morfológicas vegetativas está presente há certo tempo, tanto para as espécies do cerrado (Mantovani et al. 1985, Batalha et al. 1998), como também para as árvores da Mata Atlântica (Braz et al. 2004, Urbanetz et al. 2010). As chaves de identificação baseadas em caracteres morfológicos são especialmente importantes para os estudos de longo prazo, em parcelas permanentes, de modo que pesquisas em diferentes áreas do conhecimento possam utilizar as informações geradas pelos estudos florísticos.

O presente trabalho teve como objetivo a elaboração de uma chave de identificação baseada em caracteres vegetativos, permitindo a identificação das espécies do estrato arbóreo encontradas em dois trechos de Mata Atlântica, contribuindo, assim, para o conhecimento da florística da área, bem como de outras com o mesmo perfil fisionômico.

Material e Métodos

O material utilizado na elaboração da chave foi o coletado para os trabalhos de Ramos (2008) e Ramos et al. (2011), no município de Ubatuba, nas terras da Fazenda Capricórnio (100 m s.n.m.) e no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) (200 m s.n.m.), como parte dos estudos florísticos e fitossociológicos do projeto temático Biota Gradiente Funcional (Joly et al. 2011).

As áreas estudadas enquadram-se na categoria de Floresta Ombrófila Densa Submontana (Veloso et al. 1991), com clima regional tropical úmido, sem estação seca, tipo Af sensu Köeppen (1948), com a temperatura média do mês mais quente igual ou superior a 22 °C.

O material testemunho de todas as espécies amostradas, mesmo quando vegetativo, foi incorporado ao acervo do herbário do IAC (http://herbario.iac.sp.gov.br), e as duplicatas enviadas aos herbários das instituições participantes do projeto temático.

A partir dos materiais já identificados, foi elaborada uma diagnose com as principais características morfológicas das espécies, utilizando-se terminologia segundo Radford et al. (1974), Harris e Harris (1994), Vidal & Vidal (2000) e Gonçalves & Lorenzi (2007). Na descrição das estruturas observadas, como folhas, pecíolo, ramos, considerou-se sempre as maiores medidas dos materiais coletados, ou seja, das estruturas totalmente desenvolvidas, e o tamanho das plantas foi baseado nas alturas máximas alcançadas pelas espécies nas parcelas. A descrição do padrão de venação das folhas seguiu Radford et al. (1974). As estruturas reprodutivas, flores ou frutos, foram descritas de forma sucinta e complementadas com as anotações feitas em campo e registradas nas fichas das exsicatas. Considerando que algumas espécies ocorrem na área com muitos indivíduos, todos os materiais foram utilizados na elaboração da diagnose, de modo a abranger a sua variabilidade morfológica.

Uma chave interativa, com ilustrações e informações complementares, como a distribuição geográfica das espécies, está disponível no sítio http://www.gama.ib.unicamp.br.

Resultados e Discussão

A chave de identificação consta de 185 espécies de árvores (4 indeterminadas), 3 de palmeiras e 3 de fetos arborescentes, distribuídos em 114 gêneros e 50 famílias botânicas. Na chave, as espécies estão separadas inicialmente em quatro grupos principais, tendo como base a ausência de ramificações no caule e folhas compostas, Chave 1, que engloba as palmeiras e os fetos arborescentes). Para as árvores, a presença de ramificações na porção aérea e folhas compostas compõem a Chave 2; folhas simples, opostas ou subopostas, Chave 3; ou alternas, Chave 4. No sítio do herbário IAC (http://herbario.iac.sp.gov.br) é possível, através do número de registro, acessar todas as informações de coleta das espécies.

As famílias mais ricas foram Myrtaceae, com 37 espécies; Rubiaceae (17), Fabaceae (16), Lauraceae (10) e Melastomataceae (9). É possível caracterizar e individualizar cada uma das espécies amostradas com base na morfologia externa das extremidades dos ramos e das folhas, mas dependendo da espécie, como as da família Myrtaceae, essa diferenciação é muitas vezes sutil, e exige atenção aos pequenos detalhes como, por exemplo, o tamanho do pecíolo e a distância da venação marginal à margem do limbo. Espécies de outras famílias também reconhecidamente ricas, como Lauraceae, Melastomataceae e Rubiaceae, são difíceis de serem separadas, mas a observação de pequenos detalhes auxilia a sua identificação. Apenas em duas situações espécies de Myrtaceae não puderam ser discriminadas na chave (*Eugenia prasina/E.* cf. *subavenia e Eugenia oblongata/E.* aff. *oblongata*) e nestes casos é necessário comparar novas coletas com os materiais depositados nos herbários. *Cordia* cf. *superba, C. taguahyensis, Guapira* cf. *hirstua, G. opposita* e *Sloanea guianensis* foram incluídas em mais de uma entrada na chave por apresentarem tanto folhas opostas como subopostas ou mesmo alternas.

Muitas espécies aqui apresentadas ocorrem em outros trechos da floresta (Eisenlohr et al., dados não publicados). Uma vez que houve a padronização das identificações de todos os materiais coletados no âmbito do projeto temático, esta chave poderá ser utilizada também para a identificação de espécies de outras áreas de estudo.

Agradecimentos

Este trabalho foi parcialmente financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional: Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (Processo 03/12595-7), que faz parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br). Autorização COTEC/IF 41.065/2005 e autorização IBAMA/CGEN 093/2005. Os autores agradecem ainda ao CNPq pela bolsa concedida; aos taxonomistas pela confirmação ou identificação dos materiais; aos proprietários da Fazenda Capricórnio pela autorização de trabalhar na área e apoio recebido, e aos auxiliares de campo por toda a ajuda e conhecimento local.

Referências Bibliográficas

BATALHA, M.A., ARAGAKI, S. & MANTOVANI, W. 1998. Chave de identificação das espécies vasculares de cerrado em Emas (Pirassununga, SP) baseada em caracteres vegetativos. Bol. Bot. 17:85-108.

BRAZ, D.M., MOURA, M.V.L.P. & ROSA, M.M.T. 2004. Chave de identificação para as espécies de dicotiledôneas arbóreas da Reserva Biológica do Tinguá, RJ, com base em caracteres vegetativos. Acta Bot. Bras. 18(2):225-240. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000200003

GONÇALVES, E.G. & LORENZI, H. 2007. Morfologia vegetal: organografia e dicionário de morfologia das plantas vasculares. Instituto Plantarum, Nova Odessa.

HARRIS, J.G. & HARRIS, M.W. 1994. Plant identification terminology: an illustrate glossary. Spring Lake Publishing, Payson.

JOLY, C.A., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C., TAMASHIRO, J.Y., CAMPOS, M.C.R., GOMES, J.A.M.A., SANCHEZ, M., SANTOS, F.A.M., PEDRONI, F., PEREIRA, L.S., PADGURSCHI, M.C., PRATA, E.M.B., RAMOS, E., TORRES, R.B., ROCHELLE, A.L.C., MARTINS, F.R, ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., MARTINELLI, L.A., CAMARGO, P.B., SIMÕES, E., VILLANI, J.P. & BELINELLO, R. no prelo. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da Mata Atlântica ao longo do gradiente altitudinal dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia/PESM, do sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 11(2).

KÖEPPEN, W. 1948. Climatologia. Fondo de Cultura Econômica, Buenos Aires.

MANTOVANI W., LEITÃO FILHO, H.F. & MARTINS, F.R. 1985. Chave baseada em caracteres vegetativos para identificacão de espécies lenhosas do cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. Hoehnea 12:35-56.

RADFORD, A.E., DICKISON, W.C., MASSEY, J.R. & BELL, C.R. 1974. Vascular plant systematics. Harper & Row, New York.

RAMOS, E. 2008. Estudos florísticos e fitossociológicos em trecho da Mata Atlântica (Ubatuba, SP) como subsídio para a conservação de recursos fitogenéticos. Dissertação de Mestrado, Instituto Agronômico, Campinas. http://www.iac.sp.gov.br/PosIAC/pdf/pb1210606.pdf

RAMOS, E., TORRES, R.B., VEIGA, R.F.A. & JOLY, C.A. 2011. Estudo do componente arbóreo de trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP). Biota Neotrop.11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02411022011

TALORA, D.C.; MORELLATO, P.C. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em florestas de planície litorânea do sudeste do Brasil. Rev. Bra. Bot. 23(1):13-26.

URBANETZ, C.; TAMASHIRO, J. Y. & KINOSHITA, L. S. 2010. Chave de identificação de espécies lenhosas de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica, no Sudeste do Brasil, baseada em caracteres vegetativos. Biota Neotrop. 10(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn00910022010 (último acesso em 15/12/2009).

VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE/DRNEA.

VIDAL, W.N. & VIDAL, M.R.R. 2000. Botânica - organografia: quadros sinóticos ilustrados de fanerógamos. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Recebido em 15/11/2010
Versão reformulada recebida em 23/02/2011
Publicado em 25/05/2011

Chave de identificação

Baseada em caracteres vegetativos, para árvores, palmeiras e fetos arborescentes com pelo menos 15 cm de PAP, amostrados aos 100 m (Fazenda Capricórnio) e aos 200 m de altitude (PESM), em Ubatuba (SP)

1. Plantas com caule sem ramificações, folhas compostas ..... Chave 1

(Arecaceae; Cyatheaceae)

2. Plantas com caule ramificado na porção aérea, folhas compostas ..... Chave 2

(Araliaceae; Bignoniaceae; Burseraceae; Caricaceae; Fabaceae; Malvaceae; Meliaceae; Sapindaceae)

3. Plantas com caule ramificado na porção aérea, folhas simples, opostas ou subopostas ..... Chave 3

(Apocynaceae; Asteraceae; Boraginaceae; Celastraceae; Clusiaceae; Elaeocarpaceae; Lamiaceae; Melastomataceae; Monimiaceae; Myrtaceae; Nyctaginaceae; Quiinaceae; Rubiaceae; Siparunaceae; Verbenaceae)

4. Plantas com caule ramificado na porção aérea, folhas simples, alternas ..... Chave 4

(Annonaceae; Aquifoliaceae; Asteraceae; Araliaceae; Boraginaceae; Cardiopteridaceae; Celastraceae; Chrysobalanaceae; Combretaceae; Elaeocarpaceae; Euphorbiaceae; Fabaceae; Lauraceae; Lecythidaceae; Malvaceae; Magnoliaceae; Moraceae; Myristicaceae; Myrsinaceae; Nyctaginaceae; Ochnaceae; Olacaceae; Phyllanthaceae; Phytolaccaceae; Piperaceae; Polygonaceae; Salicaceae; Sapotaceae; Solanaceae; Symplocaceae; Thymeleaceae; Urticaceae)

Chave 1 - Plantas com caule sem ramificações, folhas compostas

1. Fetos arborescentes, frondes tripinatipartidas 2

1'. Palmeiras, folhas pinadas 4

2. Pínulas com margem recortada ..... ***Cyathea hirsuta***

2'. Pínulas com margem inteira 3

3. Escamas até 1,5 × 0,1 cm, conferindo aspecto lanoso à base do pecíolo ..... ***Alsophila sternbergii***

3'. Escamas ca. 2,5 × 0,4 cm, na base do pecíolo ..... ***Cyathea phalerata***

4. Plantas com espinhos no caule e folhas ..... ***Astrocaryum aculeatissimum***

4'. Plantas inermes 5

5. Pinas não agrupadas ao longo da raque ..... ***Euterpe edulis***

5'. Pinas distribuídas em grupos de 2-4 ao longo da raque ..... ***Syagrus pseudococos***

Chave 2 - Plantas com caule ramificado na porção aérea, folhas compostas

1. Plantas armadas 2

1'. Plantas inermes 4

2. Folhas digitadas ..... ***Jacaratia spinosa***

2'. Folhas pinadas ou bipinadas 3

3. Folhas bipinadas, folíolos rômbicos, margem inteira, sem pontuações ..... ***Pseudopiptadenia leptostachya***

3'. Folhas pinadas, folíolos oblongo-elípticos ou elípticos, margem crenada, pontuações translúcidas ..... ***Zanthoxylum fagara***

4. Folhas 2-3 folioladas 5

4. Folhas com pelo menos 4 folíolos 6

5. Folhas 2-folioladas ..... ***Hymenaea courbaril* var. *altissima***

5'. Folhas 3-folioladas ..... ***Allophylus petiolulatus***

6. Folhas digitadas 7

6'. Folhas não digitadas 10

7. Folíolos 5, margem serreada ou serrada ..... ***Tabebuia serratifolia***

7'. Folíolos 6 ou mais, margem inteira 8

8. Folíolos 6-9 ..... ***Eriotheca pentaphylla***

8’. Folíolos 9 ou mais ... 9

9. Folíolos discolores, face abaxial ocráceo-velutina ... ***Schefflera angustissima***

9’. Folíolos concolores, tricomas esparsos nas duas faces ... ***Schefflera calva***

10. Folhas bipinadas ... ***Piptadenia paniculata***

10’. Folhas pinadas ... 11

11. Folhas com raque alada ... 12

11’. Folhas sem raque alada ... 16

12. Ausência de nectários extra-florais ... ***Swartzia langsdorfii***

12’. Nectários extra-florais ao longo da raque nas intersecções dos peciólulos ... 13

13. Folíolos 4 ... 14

13’. Folíolos 6 ou mais ... 15

14. Raque das folhas estreito-alada por todo o comprimento, base dos folíolos atenuada, 6-9 pares de nervuras secundárias ... ***Inga capitata***

14’. Raque das folhas estreito-alada expandindo-se para o ápice, base dos folíolos cuneada, 4-6 pares de nervuras secundárias ... ***Inga marginata***

15. Folíolos ferrugíneo-tomentulosos nas duas faces, 15 pares de nervuras secundárias ... ***Inga edulis***

15’. Folíolos glabrescentes, até 12 pares de nervuras secundárias ... ***Inga grazielae***

16. Folíolos alternos ... 17

16’. Folíolos opostos ou subopostos ... 21

17. Folíolos com pontuações translúcidas, numerosas, dispersas por toda a lâmina, visíveis contra a luz ... ***Myrocarpus frondosus***

17’. Folíolos sem pontuações ... 18

18. Folíolos obovais, ápice arredondado às vezes emarginado, margem irregularmente denteada no terço superior ... ***Cupania oblongifolia***

18’. Folíolos elípticos a oblongo-elípticos, margem inteira ... 19

19. Raque das folhas sem gema terminal ou prolongamento semelhante a um folíolo atrofiado ... ***Pterocarpus rohrii***

19’. Raque das folhas com gema terminal ou prolongamento semelhante a um folíolo atrofiado ... 20

20. Raque das folhas com gema terminal, folíolos 11 × 3,5 cm ... ***Guarea macrophylla***

20’. Raque das folhas com prolongamento semelhante a um folíolo atrofiado e oposto ao folíolo terminal, folíolos 20 × 6 cm ... ***Matayba intermedia***

21. Folíolos com pontuações translúcidas, numerosas, dispersas por toda a lâmina, visíveis contra luz ... ***Copaifera langsdorfii***

21’. Folíolos sem pontuações ... 22

22. Folíolos com domácias ferrugíneo-tomentosas nas axilas da nervura central ... 23

22’. Folíolos sem domácias ... 24

23. Folíolos com margem profundamente serrada, indumento ferrugíneo na face abaxial ... ***Cupania furfuracea***

23’. Folíolos com margem inteira, glabrescentes ... ***Cabralea canjerana***

24. Folíolos ovados ou elíptico-oblongos, ápice abruptamente caudado, ca. 20 × 8 cm ... ***Dahlstedtia pinnata***

24’. Folíolos oblongos, elípticos ou elíptico-rômbicos, até 17 × 4,5 cm ... 25

25. Folíolos oblongos, 15-18 pares de nervuras secundárias ... ***Swartzia oblata***

25’. Folíolos elípticos ou elíptico-rômbicos, até 12 pares de nervuras secundárias ... 26

26. Peciólulos 1,5-4,5 cm compr., folíolos 5 ... ***Protium kleinii***

26’. Peciólulos até 1 cm compr., folíolos 6 ou mais ... 27

27. Peciólulos 0,3 cm compr., folíolos membranáceos ... ***Lonchocarpus cultratus***

27’. Peciólulos 1 cm compr., folíolos cartáceos a subcoriáceos ... ***Tachigali denudata***

Chave 3 - Plantas com caule ramificado na porção aérea, folhas simples, opostas ou subopostas

1. Plantas com estípulas 2

1'. Plantas sem estípulas 22

2. Pecíolos espessados na base e no ápice, folhas opostas e subopostas ..... ***Sloanea guianensis***

2'. Pecíolos não espessados, somente folhas opostas 3

3. Estípulas caducas 4

3'. Estípulas geralmente persistentes 5

4. Pecíolos 0,5 cm larg., lâmina com pelo menos 23 × 10,5 cm ..... ***Salacia grandifolia***

4'. Pecíolos 0,2 cm larg., lâmina até 17 × 7,5 cm ..... ***Tontelea* aff. *fluminensis***

5. Estípulas foliáceas ..... ***Quiina glaziovii***

5'. Estípulas não foliáceas 6

6. Estípulas com pelo menos 2,5 cm compr. 7

6'. Estípulas até 2,2 cm compr. 8

7. Extremidade dos ramos quadrangular, pecíolos 7 cm compr., folhas denso-tomentulosas na face abaxial, sem pontuações ..... ***Bathysa australis***

7'. Extremidade dos ramos cilíndrica, pecíolos até 3 cm compr., folhas tomentulosas a glabrescentes na face abaxial, com pontuações translúcidas ..... ***Rustia formosa***

8. Estípulas triangulares ou lanceoladas 9

8'. Estípulas ovadas ou deltóides 19

9. Estípulas com pelo menos 1,5 cm compr. 10

9'. Estípulas até 1 cm compr. 11

10. Extremidade dos ramos cilíndrica, folhas elípticas, com domácias ..... ***Bathysa mendoncaei***

10'. Extremidade dos ramos quadrangular, folhas amplo-elípticas, sem domácias ..... ***Bathysa stipulata***

11 Folhas com domácias na face abaxial 12

11'. Folhas sem domácias 14

12. Domácias em fenda ..... ***Coussarea meridionalis* var. *porophylla***

12'. Domácias com tricomas 13

13. Folhas com 7 pares de nervuras secundárias ..... ***Randia* sp. 1**

13'. Folhas com 4-5 pares de nervuras secundárias ..... ***Randia* sp. 2**

14. Folhas concentradas no ápice dos ramos ..... ***Alseis floribunda***

14'. Folhas não concentradas no ápice dos ramos 15

15. Gema apical glabra, extremidade dos ramos nigrescente no material seco ..... ***Faramea pachyantha***

15'. Gema apical com tricomas, extremidade dos ramos não nigrescente no material seco 16

16. Estípulas bífidas 17

16'. Estípulas inteiras 18

17. Nervuras secundárias conspícuas na face abaxial, geralmente discolores no material seco ..... ***Psychotria birotula***

17'. Nervuras secundárias pouco conspícuas na face abaxial, concolores no material seco ..... ***Psychotria nuda***

18. Folhas com ápice agudo a acuminado, venação terciária formando retículos conspícuos ..... ***Coutarea hexandra***

18'. Folhas com ápice abrupto-longo-acuminado, às vezes falcado, venação terciária inconspícua. ..... **cf. *Chomelia* sp.**

19. Estípulas com apêndice terminal denticulado ..... ***Rudgea jasminoides***

19'. Estípulas sem apêndice terminal 20

20. Estípulas deltóides ..... ***Posoqueria latifolia***

20'. Estípulas ovadas 21

21. Estípulas ovadas, membranáceas, folhas com ápice abrupto-acuminado a caudado, 8-10 pares de nervuras secundárias ..... ***Coussarea accedens***

21'. Estípulas amplo-ovadas, crassas, folhas com ápice arredondado, às vezes agudo, 15-18 pares de nervuras secundárias ..... ***Rudgea vellerea***

22. Folhas opostas e subopostas (às vezes até alternas espiraladas) 23

22'. Somente folhas opostas 26

23. Folhas nigrescentes no material seco 24

23'. Folhas verdes ou marrom-esverdeadas no material seco 25

24. Pecíolos até 0,6 cm compr., lâmina até 7,5 cm compr. ..... ***Guapira hirsuta***

24'. Pecíolos com pelo menos 3,5 cm compr., lâmina até 30 cm compr. ..... ***Guapira opposita***

25. Folhas com 4-6 pares de nervuras secundárias, pontuações amarronzadas esparsas na face abaxial, visíveis com auxílio de lupa ..... ***Cordia* cf. *superba***

25'. Folhas com 8 pares de nervuras secundárias, sem pontuações ..... ***Cordia taguahyensis***

26. Venação acródroma 27

26'. Venação camptódroma (peninérvea) 35

27. Folhas com margem denticulada 28

27'. Folhas com margem inteira 31

28. Margem mucronulada ..... ***Miconia tristis* subsp. *australis***

28'. Margem não mucronulada 29

29. Folhas com tricomas simples e estrigosos na face adaxial ..... ***Leandra dasytricha***

29'. Folhas glabras na face adaxial 30

30. Folhas glabras ..... ***Meriania calyptrata***

30'. Folhas glabras na face adaxial, diminuto esparso-estreladas a glabrescentes na abaxial ..... ***Miconia* cf. *picinguabensis***

31. Folhas glabras ou glabrescentes, tricomas simples 32

31'. Folhas com tricomas estrelados ou lepidotos 33

32. Pecíolos com pelo menos 4,5 cm compr., folhas elíptico-ovais, membranáceas a subcartáceas ..... ***Henriettella glabra***

32'. Pecíolos até 2,5 cm compr., folhas elípticas, cartáceas a subcoriáceas ..... ***Miconia cinnamomifolia***

33. Pecíolos com pelo menos 7,5 cm compr., folhas amplo-elípticas ..... ***Miconia cabucu***

33'. Pecíolos até 5,5 cm compr., folhas elípicas, elíptico-obovais ou elíptico-ovais 34

34. Folhas s enegrecidas quando secas, concolores, tricomas lepidotos ..... ***Miconia* sp. 3**

34'. Folhas marrom-esverdeadas quando secas, discolores, tricomas denso-estrelados ..... ***Miconia dodecandra***

35. Plantas latescentes 36

35'. Plantas não latescentes 37

36. Extremidade dos ramos nigrescente no material seco, folhas com 5-8 pares de nervuras secundárias ..... ***Malouetia arborea***

36'. Extremidade dos ramos não nigrescente no material seco, folhas com ca. 20 pares de nervuras secundárias, paralelas, canais resiníferos conspícuos na face abaxial ..... ***Garcinia gardneriana***

37. Folhas com margem serreada, denteada ou denticulada 38

37'. Folhas com margem inteira 44

38. Folhas concentradas no ápice dos ramos ..... ***Vernonia* sp.**

38'. Folhas não concentradas no ápice dos ramos 39

39. Pecíolo pelo menos 2,5 cm compr., folhas com base truncada, margem denticulada, tricomas estrelados ..... ***Siparuna brasiliensis***

39'. Pecíolo até 1,5cm compr., folhas com base atenuada ou cuneada, margem serreada, tomentosa a glabrescente 40

40. Folhas denso-tomentosas ..... ***Mollinedia lamprophylla***

40’. Folhas tomentosas a glabrescentes 41
41. Folhas estreito-elípticas, falcadas, até 9,5 cm compr. ..... ***Mollinedia uleana***
41’. Folhas elípticas a amplo-elípticas, maiores que 9,5 cm compr. 42
42. Folhas com ápice agudo ..... ***Mollinedia oligantha***
42’. Folhas com ápice acuminado 43
43. Folhas elípticas a obovais, ápice curto-acuminado ..... ***Mollinedia schottiana***
43’. Folhas elípticas a elíptico-oblongas, às vezes ovais, ápice estreito-acuminado ..... ***Mollinedia boracensis***
44. Extremidade dos ramos quadrangular 45
44’. Extremidade dos ramos cilíndrica ou achatada 46
45. Pecíolos com pelo menos 4,5 cm compr., com um par de glândulas cimbiformes no ápice ou na base ..... ***Citharexylum myrianthum***
45’. Pecíolos com até 2 cm compr., sem glândulas ..... ***Aegiphila integrifolia***
46. Folhas sem pontuações ..... ***Mouriri chamisoana***
46’. Folhas com pontuações 47
47. Folhas com pontuações opacas 48
47’. Folhas com pontuações translúcidas 56
48. Nervuras secundárias anastomosadas em arcos conspícuos afastados da margem, ausência de nervura marginal verdadeira 49
48’. Nervuras secundárias anastomosadas próximo à margem, não arqueadas, presença de nervura marginal verdadeira 50
49. Folhas ovadas, ápice agudo, base cuneada, assimétrica, pontuações vináceas na face abaxial ..... ***Campomanesia guaviroba***
49’. Folhas elípticas, ápice acuminado, base atenuada, pontuações hialinas na face abaxial ..... ***Campomanesia laurifolia***
50. Anisofilia na extremidade dos ramos, no mesmo nó ..... ***Calyptranthes lanceolata***
50’. Extremidade dos ramos sem essa característica 51
51. Folhas com tricomas reluzentes na face abaxial ..... ***Eugenia batingabranca***
51’. Folhas glabras, glabrescentes ou com tricomas não reluzentes na face abaxial 52
52. Lâminas até 10 cm compr. 53
52’. Lâminas maior que 10 cm compr. 54
53. Nervura central plana na face adaxial, secundárias espaçadas ca. 0,7 cm ..... ***Eugenia prasina, Eugenia* cf. *subavenia***
53’. Nervura central imersa na face adaxial, secundárias espaçadas 0,1 cm ..... ***Myrciaria floribunda***
54’. Folhas elípticas a oblongo-elípticas a obovais, até 16 cm compr., base atenuada, glaucas quando secas ..... ***Eugenia mosenii***
54’. Folhas oblongas ou ovais, maiores que 17 cm compr., base cuneada a truncada a arredondada, amarronzadas quando secas 55
55. Folhas com pelo menos 27 cm compr., 25-40 pares de nervuras secundárias espaçadas ca. 1 cm ..... ***Marlierea glazioviana***
55’. Folhas até 22 cm compr., 8-11 pares de nervuras secundárias espaçadas ca. 2 cm ..... ***Calyptranthes grandifolia***
56. Folhas sub-sésseis (pecíolos até 0,3 cm compr.) 57
56’. Folhas com pecíolos evidentes (maiores que 0,5 cm compr.) 58
57. Folhas oval-elípticas ou elíptico-oblongas, até 17 cm compr., venação secundária inconspícua ..... ***Eugenia monosperma***
57’. Folhas elípticas a elíptico-obovais, até 37 cm compr., ca. 20 pares de nervuras secundárias ..... ***Myrcia spectabilis***
58. Pecíolos até 0,9 cm compr. 59
58’. Pecíolos iguais ou maiores 1 cm compr. 65
59. Folhas até 5,5 cm compr. ..... ***Marlierea suaveolens***
59’. Folhas maiores que 8,5 cm compr. 60
60. Folhas oblongas a oblongo-elípticas ..... ***Calyptranthes strigipes***
60’. Folhas elípticas ou ovais 61
61. Lâminas 18-25 cm compr. ..... ***Myrcia* sp. 1**

61’. Lâminas até 13 cm compr. ... 62
62. Extremidade dos ramos ferrugíneo-tomentosa ... ***Myrcia richardiana***
62’. Extremidade dos ramos dourado ou amarelado-tomentulosa a glabrescente ... 63
63. Folhas com ápice acuminado, nervura marginal conspícua ... ***Myrceugenia myrcioides***
63’. Folhas com ápice longo-acuminado, nervura marginal inconspícua ... 64
64. Folhas elípticas a oboval-elípticas, ápice acuminado a longo-acuminado ... ***Eugenia* cf. *supraaxilaris***
64’. Folhas estreito-elípticas, ápice longo acuminado, estreito ... ***Eugenia cuprea***
65. Extremidade dos ramos ferrugíneo-lanosa ... ***Marlierea sylvatica***
65’. Extremidade dos ramos dourado-tomentosa ou glabrescente a glabra ... 66
66. Extremidade dos ramos dourado-tomentosa ... ***Myrcia pubipetala***
66’. Extremidade dos ramos glabrescente a glabra ... 67
67. Nervuras secundárias conspícuas (proeminentes) na face abaxial ... 68
67’. Nervuras secundárias pouco conspícuas ... 69
68. Folhas com ápice agudo, ca. 12 pares de nervuras secundárias ... ***Eugenia* cf. *bocainensis***
68’. Folhas com ápice abrupto-acuminado, ca. 28 pares de nervuras secundárias ... ***Marlierea tomentosa***
69. Folhas amplo-elípticas ... ***Eugenia cerasiflora***
69’. Folhas elípticas, ovais, oblongas ou obovais ... 70
70. Folhas obovais, oboval-elípticas ou amplo-elípticas ... 71
70’. Folhas elípticas, ovais, oblongas, ou oblongo-elípticas ... 73
71. Folhas com ápice agudo ... ***Eugenia involucrata***
71’. Folhas com ápice abrupto-acuminado a caudado ... 72
72. Folhas com ca. 20 pares de nervuras secundárias ... ***Neomitranthes glomerata***
72’. Folhas com ca. 10 pares de nervuras secundárias ... ***Eugenia* cf. *excelsa***
73. Folhas com ápice agudo-arredondado ... ***Eugenia* cf. *multicostata***
73’. Folhas com ápice acuminado a longo-acuminado-caudado ... 74
74. Nervuras secundárias espaçadas ca. 0,5 cm ... 75
74’. Nervuras secundárias espaçadas 0,7-1 cm ... 78
75. Folhas com ca. 11 pares de nervuras secundárias ... ***Eugenia neoautralis***
75’. Folhas com 20-30 pares de nervuras secundárias ... 76
76’. Folhas com mais de 30 pares de nervuras secundárias ... ***Marlierea racemosa***
76. Folhas com ca. 20 pares de nervuras secundárias ... 77
77. Face adaxial das folhas glauca no material seco ... ***Calyptranthes* cf. *lucida***
77’. Face adaxial das folhas não glauca no material seco ... ***Eugenia tinguyenis***
78. Folhas com 10-12 pares de nervuras secundárias ... ***Eugenia oblongata*, *Eugenia* aff. *oblongata***
78’. Folhas com 14-16 pares de nervuras secundárias ... ***Myrcia* sp. 2**

Chave 4 - Plantas com caule ramificado na porção aérea, folhas simples, alternas

1. Folhas alternas e subopostas, até opostas ... 2
1’. Somente folhas alternas ... 6
2. Pecíolos espessados na base e no ápice ... ***Sloanea guianensis***
2’. Pecíolos não espessados ... 3
3. Folhas nigrescentes no material seco ... 4
3’. Folhas verdes ou marrom-esverdeadas no material seco ... 5

4. Pecíolos até 0,6 cm compr., lâmina até 7,5 cm compr. ***Guapira* cf. *hirsuta***

4'. Pecíolos com pelo menos 3,5 cm compr., lâmina até 30 cm compr. ***Guapira opposita***

5. Folhas com 4-6 pares de nervuras secundárias, pontuações amarronzadas esparsas na face abaxial, visíveis com auxílio de lupa ***Cordia* cf. *superba***

5'. Folhas com 8 pares de nervuras secundárias, sem pontuações ***Cordia taguahyensis***

6. Plantas com estípulas 7

6'. Plantas sem estípulas 45

7. Folhas digitilobadas 8

7'. Folhas não lobadas 10

8. Folhas 3-5 lobadas ***Pourouma guianensis***

8'. Folhas com mais de 6 lobos 9

9. Folhas discolores, face abaxial esbranquiçada, nervuras esbranquiçadas ***Cecropia pachystachya***

9'. Folhas levemente discolores, face abaxial esverdeada, nervuras vermelhas. ***Cecropia glaziovii***

10. Folhas com margem recortada (de crenulada até espinescente) 11

10'. Folhas com margem inteira 26

11. Folhas com venação actinódroma basal 12

11'. Folhas com venação camptódroma (peninérvea) 15

12. Plantas com tricomas simples, estrigosos ***Urera baccifera***

12'. Plantas com tricomas estrelados 13

13. Folhas elíptico-ovais, ápice acuminado a cuspidado, glabrescentes, face adaxial glauca no material seco, 4 pares de nervuras secundárias ***Alchornea triplinervia***

13'. Folhas orbiculares 14

14. Folhas com ápice acuminado, face abaxial esparso-estrelada, 5 pares de nervuras secundárias ***Alchornea glandulosa***

14'. Folhas com ápice obtuso a arredondado, face abaxial estrelado-lanosa ou denso-estrelada, 6-7 pares de nervuras secundárias ***Alchornea sidifolia***

15. Pecíolos com duas glândulas na porção distal 16

15'. Pecíolos sem glândulas 18

16. Pecíolos com glândulas discóides no ápice, folhas elípticas ou ovais, margem irregular-dentada, até 7 pares de nervuras secundárias ***Tetrorchidium rubrivenium***

16'. Pecíolos com glândulas alongadas no ápice 17

17. Folhas obovais, margem glandular-serrada, mais evidente a partir do terço inferior, 16-19 pares de nervuras secundárias, paralelas, conspícuas, venação terciária paralela ***Pausandra morisiana***

17'. Folhas oblongas a oboval-elípticas, margem denticulada, com glândulas conspícuas, esparsas, (6-) 7-16 pares de nervuras secundárias, venação terciária reticulada ***Sapium glandulosum***

18. Folhas com margem espinescente 19

18'. Folhas com margem sem espinhos 20

19. Folhas oblongas a oblongo-elípticas, ápice abrupto-longo-acuminado, mucronado, base assimétrica, margem irregular-esparso-espinescente ***Sorocea hilarii***

19'. Folhas elíptico-oblongas, ápice agudo, base arredondado-truncada, margem regular-espinescente ***Zollernia ilicifolia***

20. Plantas com látex conspícuo 21

20'. Plantas sem látex 22

21. Folhas elípticas, ou oboval-elípticas, base assimétrica, margem espaçadamente glandular-crenada a partir do terço superior ***Brosimum lactescens***

21'. Folhas oblongas, base cuneada, margem serreada ***Mabea piriri***

22. Folhas com margem crenulada ou serreada 23

22’. Folhas com margem serrulada 24

23. Folhas com base atenuada, 8-11 × 3-4 cm, margem crenulada, membranáceas, 7-9 pares de nervuras secundárias ..... ***Maytenus robusta***

23’. Folhas com base cuneada, 14 × 5,5 cm, margem serreada, coriáceas, 12 pares de nervuras secundárias ..... ***Maytenus* sp. 1**

24. Folhas com glândulas translúcidas..... ***Casearia sylvestris***

24’. Folhas sem glândulas translúcidas..... 25

25. Folhas com base cuneada, venação terciária paralela e perpendicular à nervura principal ..... ***Cariniana estrellensis***

25’. Folhas com base decurrente, revoluta, venação terciária paralela à secundária..... ***Lecythis* cf. *lanceolata***

26. Ramos com nós geniculados..... 27

26’. Ramos sem nós geniculados..... 29

27. Folhas com base fortemente caudada-auriculada, assimétrica, lâmina maior que 30 cm compr. ..... ***Piper cernuum***

27’. Folhas com base assimétrica, lâmina menor que 21 cm compr..... 28

28. Pecíolos até 0,8 cm compr., folhas elípticas ou ovadas, até 8 cm larg., ásperas ao toque ..... ***Piper gaudichaudianum***

28’. Pecíolos até 2 cm compr., folhas oval-elípticas, com pelo menos 10 cm larg., macias ao toque ..... ***Piper rivinoides***

29. Ramos ocos, com ócrea..... ***Coccoloba glaziovii***

29’. Ramos maciços, sem ócrea..... 30

30. Estípulas terminais conspícuas 31

30’. Estípulas terminais inconspícuas..... 34

31. Plantas sem látex, pecíolos curto-alados..... ***Magnolia ovata***

31’. Plantas com látex, pecíolos não alados..... 32

32. Folhas com manchas avermelhadas no limbo, ramos e pecíolos escamantes..... ***Ficus pulchella***

32’. Folhas sem essas características 33

33. Espaçamento entre as nervuras secundárias a. 1 cm, venação terciária inconspícua ..... ***Ficus insipida***

33’. Espaçamento entre nervuras secundárias e terciárias ca. 0,5 cm, conspícuas..... ***Ficus obtusiuscula***

34. Venação actinódroma..... ***Coussapoa microcarpa***

34’. Venação camptódroma ou craspedódroma..... 35

35. Folhas com tricomas lepidotos..... 36

35’. Folhas glabras ou com com tricomas simples..... 37

36. Folhas elípticas a elíptico-obovais, ápice acuminado..... ***Quararibea turbinata***

36’. Folhas ovado-orbiculares a ovado-elípticas, ápice agudo ou curto-acuminado ..... ***Hieronyma alchorneides***

37. Folhas com indumento pardo ou ferrugíneo, adensado 38

37’. Folhas glabras ou glabrescentes 41

38. Folhas com tricomas ferrugíneos..... 39

38’. Folhas com tricomas pardos 40

39. Folhas oblongo-elípticas a obovais, 30 pares de nervuras secundárias paralelas, espaçadas ca. 1 cm, face abaxial ferrugíneo-lanuginosa, sem glândulas na base..... ***Ecclinusa ramiflora***

39’. Folhas elípticas a elíptico-oblongas, 13 pares de nervuras secundárias paralelas, espaçadas até 2 cm, face abaxial da lâmina ferrugíneo-pubescente, um par de glândulas na base, visível com auxílio de lupa ..... ***Hirtella hebeclada***

40. Folhas em geral oblongas, lâmina com 18,5 × 6 cm, até 13 pares de nervuras secundárias, paralelas, espaçadas ca. 1,5 cm ..... ***Couepia venosa***

40’. Folhas em geral elípticas, lâmina com 12 × 3 cm, até 7 pares de nervuras secundárias, paralelas, espaçadas 0,5-1 cm ..... ***Licania hoehnei***

41. Pecíolos menores que 1 cm, lâmina até 10,5 cm compr. ..... ***Ouratea parvifolia***

41’. Pecíolos maiores ou igual que 1 cm, lâmina maiores ou iguais a 15 cm compr. 42

42. Pecíolos até 7 cm compr., com extremidades espessadas..... ***Dendropanax cuneatus***

42’. Pecíolos 1-2 cm compr., sem extremidades espessadas 43

43. Extremidade dos ramos achatada, protuberâncias diminutas, numerosas, dispersas por toda a lâmina, visíveis com auxílio de lupa ..... ***Maytenus ubatubensis***

43’. Extremidade dos ramos levemente quadrangular ou cilíndrica 44

44. Extremidade dos ramos levemente quadrangular, folhas obovais, ápice arredondado, lâmina com 15 cm compr., 7 pares de nervuras secundárias..... ***Ilex theezans***

44’. Extremidade dos ramos cilíndrica, folhas oblongo-elípticas, ápice acuminado, lâmina com 24 cm compr., 9-11 pares de nervuras secundárias..... **Indeterminada sp. 1**

45. Plantas com látex 46

45’. Plantas sem látex 53

46. Látex vermelho ..... ***Virola bicuhyba***

46’. Látex branco 47

47. Folhas não concentradas no ápice dos ramos 48

47’. Folhas concentradas no ápice dos ramos..... 50

48. Folhas geralmente obovais, nervuras secundárias numerosas, espaçadas ca. 0,2 cm ..... ***Micropholis crassipedicellata***

48’. Folhas elípticas ou oblongas, 7 pares de nervuras secundárias 49

49. Pecíolos até 1,3 cm compr., folhas dísticas ..... ***Chrysophyllum flexuosum***

49’. Pecíolos pelo menos 2cm compr., espessados na base, folhas espiraladas ..... ***Pouteria* sp. 1**

50. Folhas com pelo menos 25 pares de nervuras secundárias..... 51

50’. Folhas com até 18 pares de nervuras secundárias 52

51. Pecíolos até 1 cm compr., folhas discolores, face abaxial dourado-serícea ..... ***Pouteria* aff. *torta***

51’. Pecíolos pelo menos 2 cm compr., folhas concolores, face abaxial tomentulosa ..... ***Pouteria* sp. 2**

52. Folhas oblongas, pelo menos 12 pares de nervuras secundárias ..... ***Pouteria caimito***

52’. Folhas obovadas, até 11 pares de nervuras secundárias..... ***Pouteria psammophila***

53. Folhas concentradas no ápice dos ramos 54

53’. Folhas não concentradas no ápice dos ramos..... 55

54. Folhas obovais, ápice arredondado a agudo, lâmina até 12 cm compr., até 6 pares de nervuras secundárias ..... ***Buchenavia kleinii***

54. Folhas em geral elípticas, ápice acuminado, lâmina com pelo menos 16 cm compr., ca. 11 pares de nervuras secundárias ..... ***Terminalia januariensis***

55. Venação actinódroma (trinérvea)..... ***Tetrastylidium grandifolium***

55’. Venação camptódroma (peninérvea)..... 56

56. Folhas com domácias puntifomes na face abaxial..... ***Citronella paniculata***

56’. Domácias ausentes..... 57

57. Folhas alternas dísticas 58

57’. Folhas alternas espiraladas 61

58. Extremidade dos ramos e face abaxial das folhas lanoso-ferrugíneas..... ***Rollinia dolabripetala***

58’. Extremidade dos ramos e face abaxial das folhas glabrescentes ou glabras 59

59. Pecíolos 0,5 cm compr. ..... ***Guatteria australis***

59’. Pecíolos pelo menos 1 cm compr. 60

60. Extremidade dos ramos em zigue-zague, folhas com margem inteira, 15-20 nervuras secundárias, paralelas ..... ***Heisteria silvianii***

60’. Extremidade dos ramos reta, folhas com margem irregularmente denteada a partir da metade superior, 6 pares de nervuras secundárias ..... ***Symplocos variabilis***

61. Folhas com tricomas estrelados, lepidotos ou peltados 62

61’. Folhas com tricomas simples, glabrescentes ou glabras..... 65

62. Folhas com tricomas estrelados 63

62’. Folhas com tricomas simples ou lepidotos 64

63. Lâminas pelo menos 20 cm compr., até 10 pares de nervuras secundárias, face abaxial denso-estrelada, macia ao toque ..... ***Solanum* cf. *bullatum***

63’. Lâminas até 17 cm compr., 5 pares de nervuras secundárias, face abaxial glabrescente, lisa ao toque..... ***Solanum* sp. 1**

64. Folhas discolores, margem inteira, tricomas lepidotos..... ***Solanum swartzianum***

64’. Folhas concolores, margem diminuto-serreado-glandulosa, tricomas simples e lepidotos..... ***Vernonia puberula***

65. Folhas com pontuações, visíveis com auxílio de lupa 66

65’. Folhas sem pontuações 68

66. Extremidade dos ramos ferrugíneo-velutina..... ***Rapanea ferruginea***

66’. Extremidade dos ramos glabra 67

67. Folhas com pontuações avermelhadas..... ***Ardisia martiana***

67’. Folhas com pontuações nigrescentes, canais secretores na base e sobre a nervura central..... ***Rapanea hermogenesii***

68. Pecíolos 7 cm compr., lâmina com ráfides visíveis com auxílio de lupa..... ***Phytollaca dioica***

68’. Pecíolos até 2 cm compr., lâmina sem ráfides..... 69

69. Extremidade dos ramos amarelo-lanosa ..... ***Ocotea tabacifolia***

69’. Extremidade dos ramos glabra ou glabrescente 70

70. Folhas com face abaxial esbranquiçada ou glauca no material seco ..... ***Cryptocarya saligna***

70’. Folhas sem estas características..... 71

71. Nervuras secundárias ascendendo em ângulo agudo de aproximadamente 45º em direção ao ápice, formando arcos inconspícuos..... 72

71’. Nervuras secundárias formando arcos conspícuos distantes da margem 73

72. Folhas elípticas, às vezes falcadas, ápice longo-acuminado ou caudado, 4-7 pares de nervuras secundárias ..... ***Nectandra membranacea***

72’. Folhas elípticas ou ovais, ápice agudo, 3-4 pares de nervuras secundárias..... ***Endlicheria paniculata***

73. Folhas em geral obovadas..... 74

73’. Folhas em geral elípticas, ovais ou oblongas 76

74. Lâminas com pelo menos 20,5 cm compr., ápice acuminado, ca. 10 pares de nervuras secundárias ..... ***Daphnopsis schwackeana***

74’. Lâminas até 13,5 cm compr., até 7 pares de nervuras secundárias 75

75. Lâminas até 13,5 cm compr., ápice acuminado, lanuginosas, até 7 pares de nervuras secundárias..... ***Ocotea paranapiacabensis***

75’. Lâminas até 8,5 cm compr., ápice abrupto-longo-acuminado, glabras, até 5 pares de nervuras secundárias ..... ***Ocotea teleiandra***

76. Folhas oblongas, oval-oblongas ou elítptico-oblongas..... 77

76’. Folhas elípticas a oval-elípticas, às vezes falcadas..... 79

77. Pecíolos pelo menos 2 cm compr..... ***Cryptocarya mandioccana***

77’. Pecíolos até 1 cm compr. 78

78. Folhas com ápice longo-acuminado-falcado, 6-7 pares de nervuras secundárias ..... ***Ocotea dispersa***

78’. Folhas com ápice agudo a acuminado, ca. 12 pares de nervuras secundárias..... **Indeterminada sp. 3**

79. Extremidade dos ramos reta..... 80

79’. Extremidade dos ramos em zigue-zague 81

80. Pecíolos achatados, concolores em relação ao limbo no material seco, folhas elípticas a oval-elípticas..... ***Ocotea brachybotra***

80’. Pecíolos cilíndricos, nigrescentes (discolores em relação ao limbo) no material seco, folhas elípticas a elíptico-falcadas ..... ***Licaria armeniaca***

81. Folhas com base não revoluta, 4-5 pares de nervuras secundárias. ..... **Indeterminada sp. 4**

81’. Folhas s com base revoluta, ca. 10 pares de nervuras secundárias..... **Indeterminada sp. 2**

Ecological aspects of the surf-zone ichthyofauna of Itamambuca Beach, Ubatuba, SP

Guilherme Fernandez Gondolo[1,4],

George Mendes Taliaferro Mattox[2] & Patricia Teresa Monteiro Cunningham[3]

[1]Laboratório de Ictiologia, Universidade Estadual do Piauí - UESPI, Campus Heróis do Jenipapo, Av. Sto. Antônio, s/n, São Luis, CEP 64280-000, Campo Maior, PI, Brazil
[2]Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências – USP, CP 11461, CEP 05422-970, São Paulo, SP, Brazil, e-mail: gmattox@ib.usp.br
[3]Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo – USP, Praça do Oceanográfico, 191, Cidade Universitária, CEP 05508-900, São Paulo, SP, Brazil, e-mail: patricia.tmc@usp.br
[4]Corresponding author: Guilherme Fernandez Gondolo, e-mail: gondolo@gmail.com

GONDOLO, G.F., MATTOX, G.M.T. & CUNNINGHAM, P.T.M. **Ecological aspects of the surf-zone ichthyofauna of Itamambuca Beach, Ubatuba, SP.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03611022011

Abstract: Sandy beaches are among the most extensive environments in Brazil and are generally threatened by disorderly urban growth due to their location along the coast, where human populations tend to concentrate. This is especially true in southeastern Brazil, where the largest urban areas are located. Thus, better knowledge regarding these natural resources is of considerable importance. The surf zone of sandy beaches is inhabited by a number of fish species, including juveniles seeking both food and shelter from predators. An ecological survey was conducted in the surf zone of Itamambuca beach in the city of Ubatuba, São Paulo State, Brazil, in order to evaluate the composition, structure and dynamics of the fish fauna using community descriptors. Diurnal and nocturnal samples were taken with a beach seine at five oceanographic stations over a 12-month period. Water temperature and salinity were also recorded. A total of 2,147 individuals representing 34 species and 18 families were sampled. The main variation in fish fauna was detected on the diel level, followed by a spatial repartition possibly related to salinity. Seasonal variation was also observed. The five most important species in the overall context were *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Mugil* sp., *Trachinotus goodei* and *Atherinella blackburni*.
Keywords: *marine fish, sandy beach, community, West Atlantic, seasonal, diel cycle*

GONDOLO, G.F., MATTOX, G.M.T. & CUNNINGHAM, P.T.M. **Aspectos ecológicos da ictiofauna da zona de arrebentação da praia de Itamambuca, Ubatuba, SP.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03611022011

Resumo: Praias arenosas estão entre os ecossistemas mais extensos do Brasil e, por serem próximas aos locais onde o Homem tende a se concentrar, são suscetíveis aos impactos negativos decorrentes do crescimento populacional desordenado. Isso é especialmente crítico na Região Sudeste do Brasil, onde uma das maiores populações humanas está instalada. Neste contexto, pesquisas no sentido de melhorar o conhecimento sobre os recursos naturais da região têm importante valor. A zona de arrebentação das praias arenosas é habitada por várias espécies de peixes, freqüentemente representadas por jovens, que buscam alimento e abrigo de predadores. Foi realizado levantamento ictiológico da zona de arrebentação da praia de Itamambuca, Ubatuba, São Paulo, com o intuito de se avaliar a composição, estrutura e dinâmica da fauna de peixes através de descritores da comunidade. Amostras foram coletadas com rede de picaré durante 12 meses, nos períodos diurno e noturno, ao longo de cinco estações oceanográficas na praia. Temperatura da água e salinidade também foram registradas. Foram amostrados 2.147 indivíduos de 34 espécies e 18 famílias. A variação mais marcante da ictiofauna foi a circadiana, seguida por repartição espacial relacionada principalmente à salinidade. Variação sazonal da assembléia também foi observada. As cinco espécies mais importantes no contexto geral foram *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Mugil* sp., *Trachinotus goodei* e *Atherinella blackburni*.
Palavras-chave: *peixe marinho, praia arenosa, assembléia, Atlântico Ocidental, sazonal, ciclo diário.*

Introduction

The continental shelf accounts for over 30% of the fishery production worldwide and the southern and southeastern regions of Brazil account for more than 50% of the national marine production (Knoppers et al. 2002). Moreover, 45% of fish species are found along coastal zones (Vazzoler 1996). Tropical and temperate shorelines have long extensions of beach that, along with estuaries and adjoining areas, are the first environments to suffer the impacts of human occupation, as two-thirds of the world population inhabits coastal regions (McLachlan & Erasmus 1983, Hoefel 1998).

Sandy beaches are productive ecosystems that sustain a diversified community. These environments are open, highly dynamic and sensitive systems that adjust to fluctuations in wind, water and biological processes under direct influence of turbulence and wave forces (Carter 1988, Brown & McLachlan 1990, Hoefel 1998). Waves and turbidity provide protection to fish, but can also cause physiological stress, which is compensated by the large amount of available food (Paes 2002).

The surf-zone ichthyofauna of sandy beaches is not a discrete entity and is in constant change (McLachlan & Erasmus 1983, Lasiak & McLachlan 1987). Abiotic variables such as tides, wind direction and speed, salinity, lunar phases and temperature influence the abundance and composition of the community (Kingsford & Finn 1997, Soares-Gomes & Figueiredo 2002), among which temperature is considered the most important (Lowe-McConnell 1999). It is important to know what factors directly influence the structure and dynamics of a given fish assemblage (Lowe-McConnell 1999).

The surf zone serves as a refuge from predators and a nursery for many species of fish, as evidenced by the large amount of juveniles found in this zone (Gillanders et al. 2003). According to Beyst et al. (2002), this zone also acts as a foraging place for some species, such as planktivores, insectivores, piscivores and opportunists, the latter of which accounts for the majority of species (McLachlan & Erasmus 1983, Lasiak & McLachlan 1987, Layman 2000). Fish assemblages in the surf zone are generally composed of species that live only part of their life cycles in this area and only a few species are considered residents (McLachlan & Erasmus 1983, Ramos & Vieira 2001). These assemblages are generally dominated by relatively few species (Vanderklift & Jacoby 2003). There are records of temporal alterations in the descriptors of the community, evidencing differences in diel rhythms in some cases and seasonal differences in others (Lasiak 1984a, b, Saul & Cunningham 1995, Godefroid et al. 1997, Nash & Santos 1998, Lazzari et al. 1999, Nagelkerken & Van der Velde 2004).

The aim of the present study was to carry out an ecological survey of the surf-zone ichthyofauna of Itamambuca beach in the city of Ubatuba, São Paulo State, Brazil, analyzing the composition and structure of the fish assemblage as well as temporal and spatial variations. A description of environmental factors that influence the dynamics of this assemblage is also offered.

Materials and Methods

1. Study area

Itamambuca beach (23° 24' S, 45° 00' W) is located on the northern coast of the state of São Paulo, Brazil, a few kilometers north of the town of Ubatuba (Figure 1). The region is characterized by rocky shores on steep beaches with wave action, alternating with bays of predominantly flat sandy beaches and calmer waters. The internal continental shelf is under the influence of the South Atlantic Central Waters (SACW) at the end of spring and in summer, when a thermocline is evident. The water column is more homogeneous in winter due to the input of Coastal Waters (CW) and

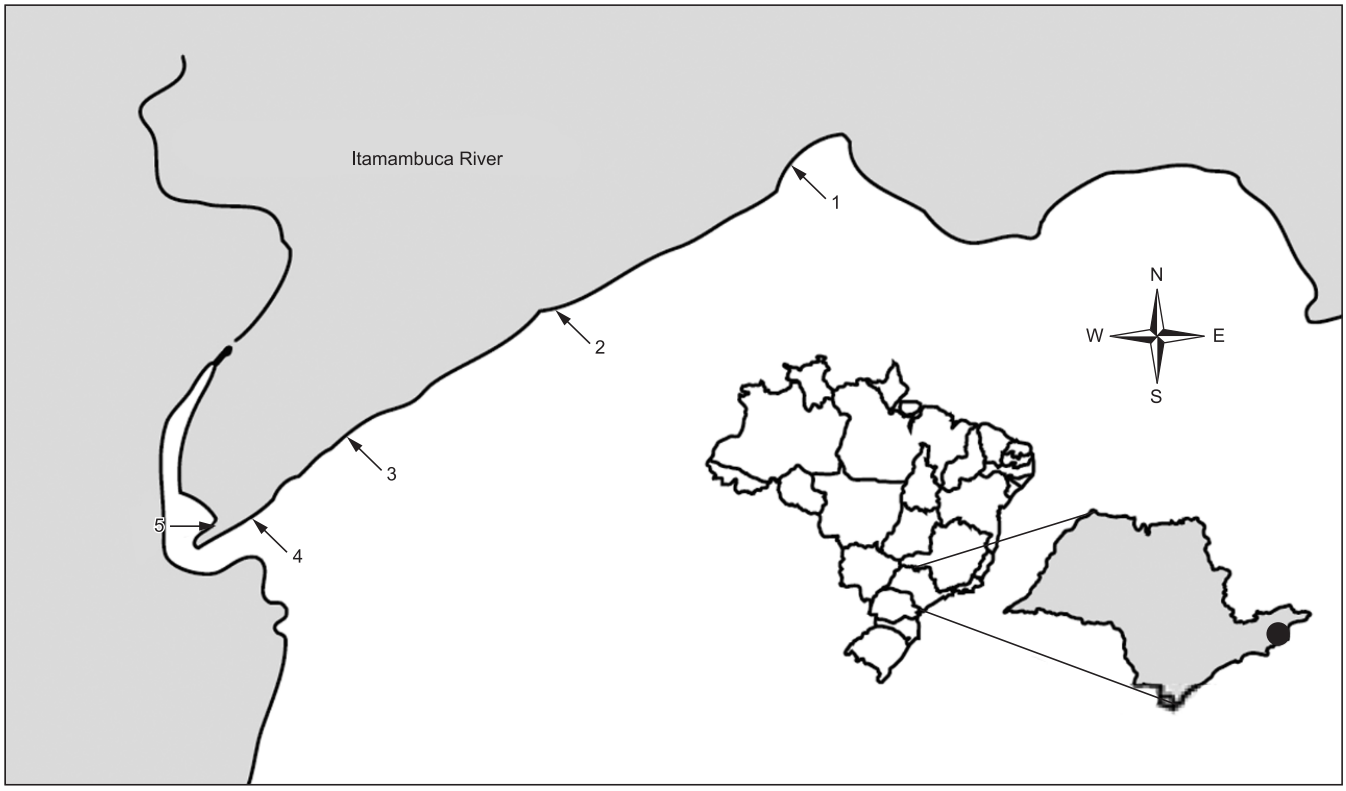


Figure 1. Map of oceanographic stations (numbered 1 to 5) at Itamambuca beach, Ubatuba, SP, Brazil (23° 24' S and 45° 00' W); beach length approximately 1800 m.

the retreat of the SACW to the margin of the continental shelf, which diminishes the thermocline (Castro Filho et al. 1987). Itamambuca is the most exposed among all beaches of Ubatuba. It is approximately 1800 m long, has a NE-SW direction turned toward SE, variable slope and medium coarse sands (Barros 1997). A small amount of freshwater input is found at both ends, with larger flows at the southern end due to the Itamambuca river draining from the Atlantic rainforest.

The shore along southeastern Brazil has a large human population that has occupied the different coastal environments in a disorderly fashion, especially due to real estate speculation. As a result, the region is compromised by sewage and solid waste discharge, waste from ships and waste transported by the fluvial systems, mining activities, disorderly tourism, a lack of water treatment, pollution, among others.

2. Sampling

Fish were sampled using a beach seine 9 m in length and 1.5 m in height, with a 3 m central mesh of 5 mm and the lateral 3 m meshes of 15 mm. One unit of sampling effort was represented by three consecutive 50 m trawls in the same area less than 1 m meter in depth. Trawls were performed parallel to the shoreline. Sampling was carried out monthly from October 2003 to September 2004, always during the period of the full moon. Diurnal sampling started one hour after sunrise and nocturnal sampling started one hour after sunset. The collections were authorized by permit number 42 (August 15th, 2003) granted by the Brazilian environmental protection agency IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis).

The beach was divided into five areas representing oceanographic stations (stations 1 to 5, Figure 1). Stations 1 to 3 were located equidistant along the beach; station 4 was at the mouth of the Itamambuca river; and Station 5 was located in the internal area of the estuary, approximately 100 m from the river mouth. One unit of sampling effort was performed in the morning and one at night at each station. The sampling order in each period and each month was independently randomized in order to avoid data bias, using a random numbers table (Zar 1996).

Abiotic factors (salinity, water temperature, atmospheric temperature and wind direction) were recorded prior to each sampling at each station. At station 5, two determinations of salinity and temperature were made – one near the surface and one close to the bottom. Salinity was determined with aid of an optical refractometer and temperature was determined with thermometers. Wind direction was determined with the aid of a compass.

After each trawl, the fish were sacrificed, placed in plastic bags and refrigerated. At the laboratory, the specimens were identified to the lowest possible taxonomic level, based on Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000) and Menezes & Figueiredo (1980, 1985). Following identification, the total length and total weight of each specimen were determined using an ichthyometer and a scale with a precision of 0.01 g, respectively. Most specimens were then fixed in 4% formalin, transferred to 70% alcohol and deposited as vouchers in the Fish Collection of *Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo* (MZUSP).

The list of fish families follows the systematic order presented by Menezes et al. (2003) and Nelson (2006), with species names listed in alphabetical order. The Relative Importance Index (RII) was calculated for each station, each month, each diel period and the total sample (Pinkas et al. 1971). Indices of richness, dominance and diversity were calculated to better describe the community structure (Magurran 1996). Richness was determined using the Margalef Index. Dominance was determined using the Simpson Index and its inverse was used to represent the community diversity.

Results

1. Environmental variables

Water temperature ranged from 17.6 to 26.5 °C throughout the year, with extremes in the nocturnal periods. Diurnal periods had a slightly narrower range (17.9 to 26 °C). Station 5 exhibited the lowest water temperature values in both the diurnal and nocturnal periods (Table 1). A thermocline was detected in some samples at this station, with a maximal temperature range of 4,2 °C between the surface and bottom.

The highest salinity was 34 and was recorded at most stations in winter. A salinity value of 0 was recorded several times throughout the year, predominantly at Station 5 (Table 2). A halo-thermocline was also detected at Station 5 based on salinity values, with the most discrepant differences between surface and bottom salinities recorded in September during the diurnal sampling.

2. Biotic variables

2.1. General analysis

A total of 34 species belonging to 18 families were recorded at Itamambuca beach (Table 3). Two taxa were only identified to the genus level and one was only identified to the subfamily level. The fish totaled 2147 individuals, weighing a total of 5475.29 g, with a mean weight of 2.55 g per individual. The collector's curve (Figure 2) was stabilized by April, which was the seventh month of sampling.

The most specious families were the Carangidae and the Gerreidae (five species each), followed by the Sciaenidae (three), Achiridae, Atherinopsidae, Engraulidae, Mugilidae, Paralichthyidae and Tetraodontidae (two each), while each of the remaining nine families were represented by a single species (Table 3).

Among the species, *Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863) exhibited the greatest relative abundance (37.54%), followed by *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (14.86%) (Figure 3a). With regard to weight, *A. brasiliensis* had the greatest overall biomass (36.88%), followed by *E. melanopterus* (11.51%) (Figure 3b). These two species occurred in all months sampled, as did *Trachinotus goodei* Jordan and Evermann, 1896, whereas *Atherinella blackburni* (Schultz, 1949), *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837) and *Mugil* sp. occurred in 11 of the 12 sampling months (Table 3).

2.2. Temporal analysis

A total of 33 species occurred at night and 19 occurred during the day, 18 species were common to both periods, while 15 were exclusive of the nocturnal period (Table 3). None of the families were exclusive of the diurnal period, but five were represented only at night. With few exceptions, the nocturnal period was more diverse than the diurnal period (Table 4).

October 2003 and February 2004 were the months with the highest number of species, with 18 species recorded in each, while December 2003 and September 2004 were the months with the lowest number of species, with only eight species each. Approximately 20% of the total number of individuals occurred in October 2003 and the highest value of relative total weight (approximately 30%) was recorded in the same month. Considering both periods, mean weight ranged from 0.93 g per individual in June 2004 to 4.70 g per individual in October 2003 (Table 4).

The diurnal period yielded a slightly larger number of individuals (55.99%), but 70.70% of the total weight was caught at night, when individuals weighed a mean of 4.10 g vs. 1.33 g per individual in the diurnal period (Table 4).

Table 1. Water temperature (°C) recorded in each diel period among five oceanographic stations throughout the year at Itamambuca Beach, Ubatuba, SP, Brazil.

Month	Period	1	2	3	4	5 Surface	5 Bottom
Oct 2003	Day	21.0	21.5	22.5	22.0	20.8	23.0
	Night	20.0	21.0	19.0	17.8	17.6	18.2
Nov 2003	Day	24.0	24.5	19.5	19.0	19.0	19.9
	Night	23.5	19.0	23.5	22.0	22.0	21.9
Dec 2003	Day	24.5	24.5	24.5	24.0	22.5	23.8
	Night	25.5	25.0	25.5	25.0	25.0	25.8
Jan 2004	Day	24.0	24.0	24.0	22.5	22.5	21.5
	Night	25.0	25.0	24.0	24.0	23.0	23.5
Feb 2004	Day	26.0	25.5	24.5	23.5	22.0	22.8
	Night	25.0	25.0	24.0	22.5	22.0	22.0
Mar 2004	Day	25.5	25.0	23.5	22.0	21.5	21.0
	Night	25.0	25.0	24.5	22.5	22.0	22.0
Apr 2004	Day	26.0	26.0	24.0	25.0	22.0	26.2
	Night	26.0	26.5	26.0	26.0	24.0	24.0
May 2004	Day	24.0	24.5	24.0	22.0	20.5	21.8
	Night	24.0	24.0	24.0	23.0	21.5	22.5
Jun 2004	Day	21.0	22.0	22.0	21.5	18.0	19.5
	Night	21.5	22.0	21.5	21.0	18.0	18.0
Jul 2004	Day	22.0	22.0	21.0	20.5	20.0	23.5
	Night	23.0	22.5	23.0	22.0	21.5	23.0
Aug 2004	Day	21.0	21.0	18.0	18.2	17.9	20.2
	Night	22.0	22.0	21.5	20.5	20.0	21.5
Sep 2004	Day	22.0	23.0	22.0	21.0	19.5	22.2
	Night	23.0	23.0	22.0	22.0	21.5	21.5

Table 2. Salinity recorded in each diel period among five oceanographic stations throughout the year at Itamambuca Beach, Ubatuba, SP, Brazil.

Month	Period	1	2	3	4	5 Surface	5 Bottom
Oct 2003	Day	2.0	30.0	32.0	17.0	2.0	24.0
	Night	12.0	19.5	1.8	0.3	0.0	0.0
Nov 2003	Day	32.0	32.5	2.5	1.0	0.0	0.0
	Night	31.0	32.5	31.0	2.5	0.0	0.0
Dec 2003	Day	32.0	33.0	31.0	32.0	2.0	16.0
	Night	32.0	31.0	30.0	10.0	1.0	16.0
Jan 2004	Day	33.0	33.0	24.0	12.0	0.0	0.0
	Night	27.5	32.0	5.0	6.0	0.5	2.0
Feb 2004	Day	33.0	31.0	25.0	16.0	0.0	0.0
	Night	32.0	30.0	20.0	6.0	2.0	2.0
Mar 2004	Day	32.0	32.0	20.0	3.0	0.0	1.0
	Night	28.0	31.0	26.0	3.0	0.0	0.0
Apr 2004	Day	32.0	32.0	14.0	24.0	0.0	15.0
	Night	31.0	33.0	25.0	23.0	2.0	19.0
May 2004	Day	30.0	32.0	26.0	6.0	0.0	0.0
	Night	31.0	32.0	32.0	17.0	0.0	6.0
Jun 2004	Day	18.0	30.0	27.0	26.0	0.0	0.0
	Night	32.0	31.0	29.0	29.0	0.0	0.0
Jul 2004	Day	33.0	33.0	18.0	10.0	0.0	22.0
	Night	33.0	33.0	28.0	20.0	0.0	21.0
Aug 2004	Day	34.0	34.0	4.0	2.0	0.0	22.0
	Night	25.0	34.0	17.0	10.0	0.0	19.0
Sep 2004	Day	32.0	34.0	23.0	10.0	2.0	25.0
	Night	34.0	34.0	12.0	10.0	1.0	27.0

Table 3. List of species recorded in the surf zone of Itamambuca Beach, Ubatuba, SP, Brazil, throughout the year (second column) during day and at night (third column) and at the five oceanographic stations along the beach (fourth column).

Taxon	Month												Period		Station				
	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May.	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Day.	Night	1	2	3	4	5
Engraulidae																			
Anchoa lyolepis	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	X	X	-	X	X	-	-
Anchoviella lepidentostole	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	X
Characidae																			
Astyanax bimaculatus	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-
Ariidae																			
Genidens genidens	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	X	X
Mugilidae																			
Mugil curema	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Mugil sp.	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Atherinopsidae																			
Atherinella blackburni	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-
Atherinella brasiliensis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Belonidae																			
Strongylura marina	-	-	X	-	X	-	-	-	-	X	-	-	X	X	X	-	-	X	X
Hemiramphidae																			
Hyporhamphus unifasciatus	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	X	-
Syngnathidae																			
Bryx dunckeri	-	X	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	X
Centropomidae																			
Centropomus parallelus	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Serranidae																			
Epinephilinae sp.	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	-	X
Carangidae																			
Caranx latus	X	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X
Oligoplites saurus	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-
Trachinotus carolinus	-	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	-
Trachinotus falcatus	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-	X	-
Trachinotus goodei	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Gerreidae																			
Diapterus rhombeus	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Eucinostomus argenteus	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	X
Eucinostomus gula	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Eucinostomus melanopterus	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X	-	X
Eugerres brasilianus	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Polynemidae																			
Polydactylus virginicus	-	-	-	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X	-	-
Sciaenidae																			
Menticirrhus americanus	-	X	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	-	-
Menticirrhus littoralis	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	X	-	-	X	X	X	X	-	-
Micropogonias furnieri	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-
Gobiidae																			
Bathygobius soporator	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	-	-	X	X
Paralichthyidae																			
Citharichthys arenaceus	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	-	-	X	X
Citharichthys macrops	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Achiridae																			
Achirus lineatus	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	X
Trinectes paulistanus	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Tetraodontidae																			
Sphoeroides testudineus	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Sphoeroides sp.	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	X

The analysis of diurnal samples revealed that the highest diversity was registered in March 2004 (12 species), while the highest abundancy was registered in June 2004 (11.77% of individuals). October 2003 presented the highest total weight (7.88%) as well as the largest mean weight per individual (8.09 g.ind^{-1}) (Table 4). The analysis of nocturnal samples revealed that the highest diversity was registered in February 2004 (17 species). October 2003 had the highest relative number of individuals (21.01%) as well as the largest relative total weight (22.74%). May 2004 exhibited the largest mean weight per individual in the nocturnal samples (5.97 g.ind^{-1}) (Table 4).

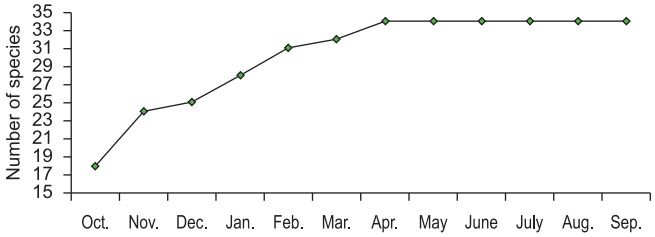


Figure 2. Collector curve of accumulated number of species of fish sampled at Itamambuca beach, Ubatuba, SP, Brazil, throughout year.

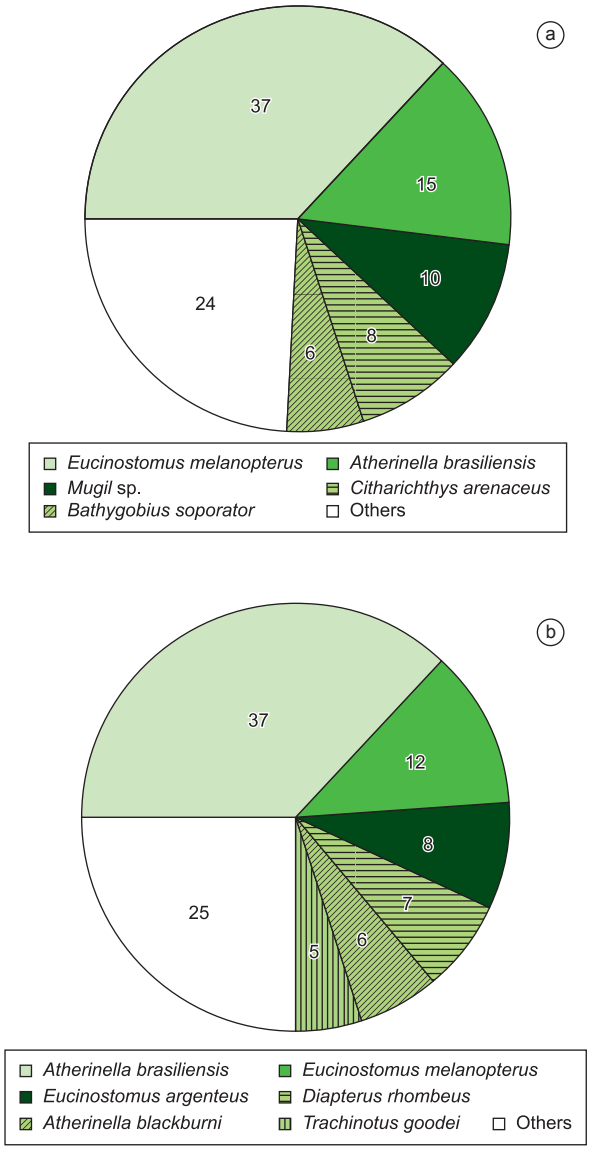


Figure 3. a) Relative abundance; and b) relative weight of the most important species sampled at Itamambuca beach, Ubatuba, SP, Brazil.

2.3. Spatial analysis

The spatial distribution of the species revealed that station 5 was the richest, with 23 species (Table 5), eleven of which were exclusive to this station (Table 3). *Atherinella brasiliensis* and *Mugil* sp. occurred at all stations, while *Trachinotus carolinus* (Linneaus, 1766) and *T. goodei* occurred in all but station 5. Considering both day and night, the largest relative number of individuals and relative weight were recorded at station 5, but the large relative weight recorded for this station was due to the night sampling. Mean weight was greatest at station 4 in both the diurnal and nocturnal samples, whereas the lowest mean weight was recorded at station 5, especially in the daytime samples (Table 5).

3. Community descriptors

The results of the Relative Importance Index (RII) reveal that *Atherinella brasiliensis* had the highest value among all samples (Figure 4a). This species was also the most important in eight out of the 12 months sampled. *Eucinostomus melanopterus*, *A. blackburni*, *Citharichthys arenaceus* Evermann & Marsh, 1900 and *Mugil* sp. were the most important species in October 2003, January, February and August 2004, respectively.

Considering the diurnal and nocturnal samples separately, *Atherinella brasiliensis* was also the most important species in both periods (Figures 4b-c). Seasonally, *Mugil* sp. was the most important species in the nocturnal period in August and September 2004, while *A. brasiliensis* had the highest RII values in the remaining months. In the diurnal period, *A. brasiliensis* was the most important in seven months, while *Eucinostomus melanopterus* was the most important species in December 2003, *A. blackburni* was the most important in January and April 2004, *Trachinotus goodei* was the most important in February 2004 and *Mugil* sp. was the most important in August 2004.

In terms of spatial distribution, *Atherinella blackburni* and *A. brasiliensis* were the most important species at stations 2 and 4, respectively, considering both periods of the day (Figures 4e-g). The most important species at stations 1, 3 and 5 were *Trachinotus goodei*, *A. brasiliensis* and *Eucinostomus melanopterus*, respectively, in both the diurnal period and total sample. *Menticirrhus littoralis* (Holbrook, 1847), *T. goodei* and *A. brasiliensis* were the most important species at stations 1, 3 and 5, respectively, in the nocturnal period (Figure 4d-f-h).

Simpson Dominance was 0.19 for the community as a whole and, consequently, Simpson Diversity (DS) was 0.81. Shannon Diversity (H') was 0.94 and Margalef Richness (R) was 9.90. DS, H' and R values were higher in the nocturnal period, with the respective values of 0.88, 1.08 and 10.75 vs. DS = 0.71, H' = 0.73 and R = 6.48 in the diurnal period. Seasonally, the highest Simpson Dominance (0.65) and lowest Shannon Diversity (0.38) values occurred in August 2004. The lowest Dominance and highest Shannon Diversity values were recorded in March 2004 (0.18 and 0.93, respectively). Richness values ranged from 3.50 to 7.94 in August and February 2004, respectively (Figure 5). In the spatial context, the highest Simpson and Shannon Diversity values were recorded at Station 1, but this area had the lowest richness value. Station 4 had the lowest Simpson and Shannon Diversity values (0.56 and 0.60, respectively). The highest Margalef Richness value occurred at station 5 (Figure 6).

Discussion

Itamambuca is a typical sandy beach under peculiar influences from wave action, wind, air temperature, water temperature and other physical factors. Low water temperatures were usually related

to freshwater inputs found regularly at the surface at station 5, demonstrating the influence of the Itamambuca river in the system. Furthermore, different temperature and salinity values were recorded between the surface and bottom at station 5 in different months, which indicates different masses of water at the mouth of the Itamambuca river. Stations 1 and 2 generally exhibited the highest temperature and salinity values, most likely due to their distance from the Itamambuca river and the overall current pattern. However, a small intermittent stream occasionally reached station 1. A broad variation in values was recorded at station 4, especially with regard to salinity, due to the fact that this station is under the influence of the freshwater input from the Itamambuca river during the low tides and from the ocean during the high tides. The same occurred at station 3, but with lesser intensity, as this station was located farther from the mouth of the river. It is worth mentioning, however, that one specimen of *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) was collected in the night sample from October 2003; this is a primary freshwater fish belonging to the Characiformes, an exclusive continental water order.

Comparisons regarding composition, structure, diversity and spatial-temporal patterns between different communities are very complex due to the heterogeneity of habitats and abiotic factors, as well as different sampling methods and approaches employed by different researchers (Stoner 1986). According to Lasiak (1984a) and Lasiak & McLachlan (1987), the composition of species is variable, with changes in the number and identity of dominant species; moreover, the surf zone is in constant flux. Nevertheless, some common patterns are found when comparing different communities assessed by different researchers.

The surf-zone ichthyofauna is generally characterized by low richness and a high degree of dominance in comparison to deeper regions (Saul & Cunningham 1995, Andreata et al. 2002). As evidenced herein at Itamambuca beach, fish assemblages studied on other Brazilian beaches in the states of Rio Grande do Sul (Monteiro-Neto & Musick 1994, Monteiro-Neto et al. 2003), Paraná (Spach et al. 2004), São Paulo (Paiva-Filho & Toscano 1987, Giannini 1994, Saul & Cunningham 1995) and Rio de Janeiro (Gomes et al. 2003) as well as in other countries, such as South Africa (Strydom & D'hotman 2005), the United States (Layman 2000, Ross & Lancaster 2002) and Japan (Inoue et al. 2005), are characterized by a low number of species. The majority of species in these environments also occur at low

Table 4. Number of species, relative abundance of individuals, relative total weight and average total weight of individuals throughout the year at Itamambuca Beach, Ubatuba, SP, Brazil, including diurnal, nocturnal and both periods combined.

		Months												
	Periods	**Oct**	**Nov**	**Dec**	**Jan**	**Feb**	**Mar**	**Apr**	**May**	**Jun**	**Jul**	**Aug**	**Sep**	
Number of Species														Total
	Day	6	7	5	6	10	12	7	7	8	6	7	6	19
	Night	15	12	7	8	17	11	11	8	7	9	4	6	33
	Both periods	18	13	8	10	18	16	13	10	10	10	9	8	34
Relative abundance	Day	1.3	4.0	2.6	2.7	2.1	5.5	2.2	2.6	11.8	7.0	7.3	1.0	
	Night	21.0	4.4	1.8	1.2	4.7	2.2	4.6	0.5	1.6	5.1	1.0	2.0	
Relative weight	Day	7.8	6.1	0.3	2.4	3.2	5.9	4.7	5.2	5.5	4.2	3.9	0.9	
	Night	22.7	4.9	2.6	0.7	4.1	2.6	4.8	0.8	1.5	3.6	0.5	1.3	
Average weight of individuals														Average
	Day	8.1	2.0	0.1	1.2	2.1	1.4	2.8	2.7	0.6	0.8	0.7	1.2	1.3
	Night	4.4	4.5	5.8	2.5	3.6	4.8	4.3	6.0	3.8	2.9	1.9	2.6	4.1
	Both periods	4.7	3.2	2.2	1.5	3.1	2.2	3.8	3.2	0.9	1.6	0.8	2.1	2.6

Table 5. Number of species, logarithmic relative frequency of individuals, relative total weight, average total weight of individuals among five oceanographic stations at Itamambuca Beach, Ubatuba, SP, Brazil, including diurnal, nocturnal and both periods combined.

		Oceanographic stations				
	Periods	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Number of Species	Day	6	7	6	7	11
	Night	10	8	12	8	22
	Both periods	11	11	13	11	23
Relative abundance	Day	4.7	6.5	7.7	5.8	75.2
	Night	7.3	5.1	4.1	4.1	79.4
	Both periods	5.9	5.9	6.1	5.1	77.0
Relative weight	Day	11.7	14.2	31.1	29.7	13.3
	Night	5.9	6.4	1.3	12.2	74.2
	Both periods	7.6	8.7	10.0	17.4	56.3
Average weight of individuals	Day	3.3	2.9	5.4	6.8	0.2
	Night	3.3	5.1	1.3	12.1	3.8
	Both periods	3.3	3.8	4.2	8.7	1.9

frequencies. There is a high numerical dominance of one or few species and individuals are often small in size, represented mostly by juveniles.

The samples from October 2003 exhibited seven exclusive species, some of which with high frequencies, such as *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) and *Eucinostomus argenteus* Baird & Girard, 1855. This may be due to the heavy rains that occurred during that particular field trip, which may be responsible for a rather atypical condition with regard to the ichthyofauna in this period. This is further exemplified by the aforementioned occurrence of *Astyanax bimaculatus* in the surf zone in this sample.

Species of the family Atherinopsidae are known to be residents of surf zones worldwide, completing their life cycles in these environments (Monteiro-Neto et al. 2003). *Bathygobius soporator* also seems to be a resident, remaining close to estuarine regions, as this species occurred exclusively at stations 4 and 5, with a wide range of sizes, representing different stages in the life cycle of the species. Some species that were frequent throughout the year, such as *Trachinotus carolinus*, *T. goodei*, *Eucinostomus melanopterus*, *Citharichthys arenaceus* and *Mugil* sp., are cited in the literature as species whose juveniles inhabit the surf zone (Monteiro-Neto et al. 2003). Some species with relatively frequent occurrence were concentrated in the warmer months of summer and autumn, such as *Menticirrhus littoralis* and *Polydactylus virginicus* (Linnaeus, 1758), evidencing that some fish use the surf zone only during part of their life cycle (Monteiro-Neto et al. 2003).

Three groups of species were defined based on salinity and the oceanographic station at which they occurred. The first group was composed of *Atherinella brasiliensis* and *Mugil* sp., which occurred at all stations regardless of salinity and were therefore considered eurytopic with regard to salinity. The second group was made up of *Citharichthys arenaceus*, *Bathygobius soporator* and

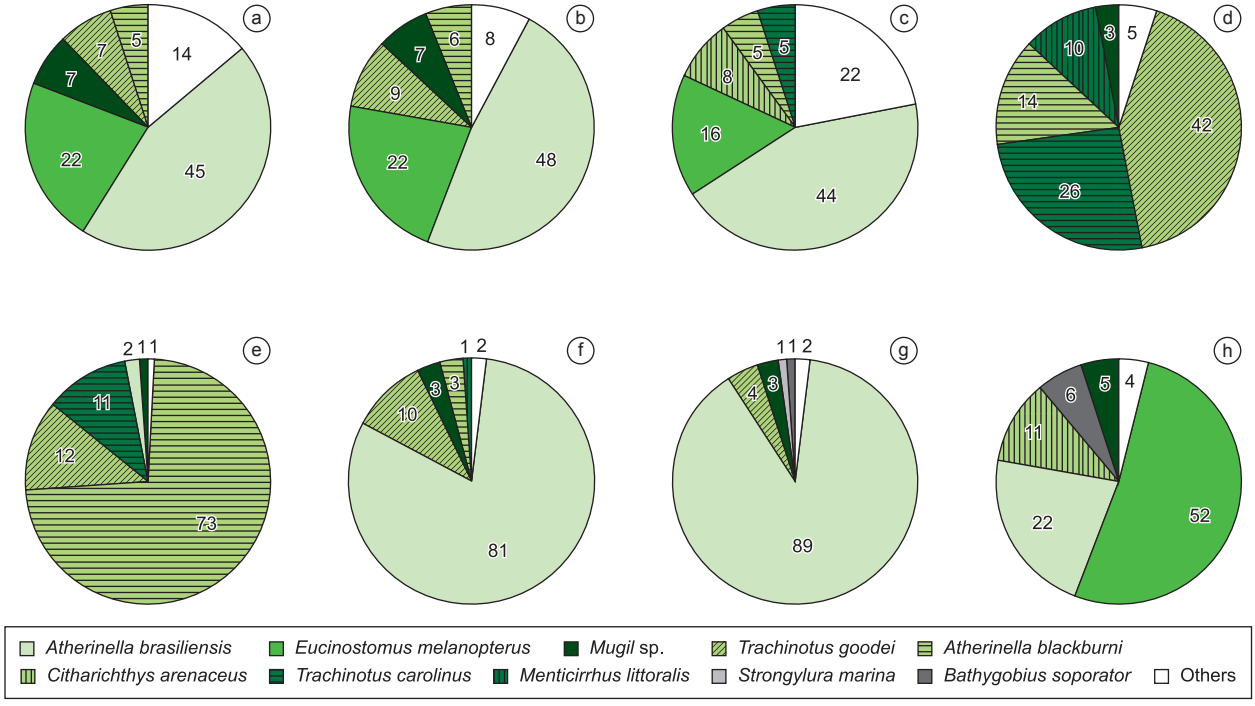


Figure 4. Relative Importance Index frequencies calculated for species at Itamambuca beach, Ubatuba, SP, Brazil, in relation to: a) whole sample; b) diurnal samples; c) nocturnal samples; d) oceanographic station 1; e) oceanographic station 2; f) oceanographic station 3; g) oceanographic station 4; and h) oceanographic station 5.

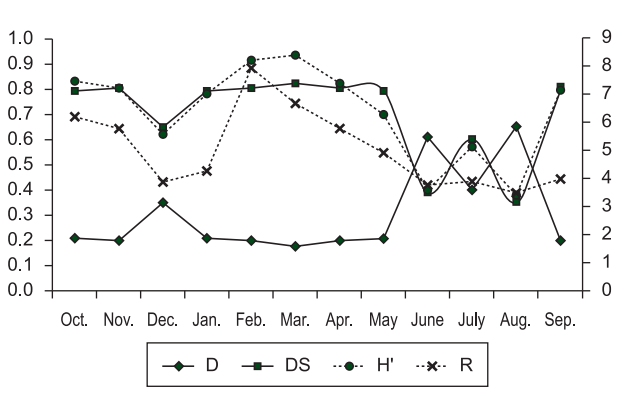


Figure 5. Seasonal distribution of Simpson Dominance (D), Simpson Diversity (DS), Shannon Diversity (H') and Margalef Richness (R) values calculated for fish community at Itamambuca beach, Ubatuba, SP, Brazil; richness values referred on secondary axis.

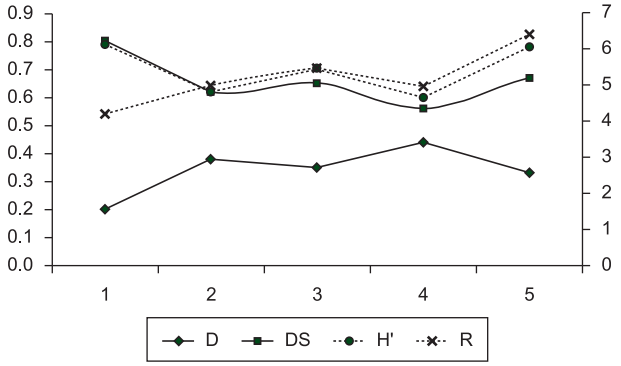


Figure 6. Spatial distribution of Simpson Dominance (D), Simpson Diversity (DS), Shannon Diversity (H') and Margalef Richness (R) values calculated for fish community at Itamambuca Beach, Ubatuba, SP, Brazil at five oceanographic stations along the beach; richness values referred on secondary axis.

Eucinostomus melanopterus, which were found nearly exclusively at station 5, which was located within the river and, more rarely, at stations 4 and 3 when salinity values were lower (during low tide). Station 5 also had the highest diversity and richness values, which could be due to the natural protection of the station against wave power and the greater availability of resources due to the proximity to the forest. Paiva-Filho & Toscano (1987) and Clark (1997) described a similar pattern. The third group united species that do not seem to tolerate low salinities and occurred mainly at stations 1, 2 and 3, with rarer occurrences at station 4 when salinity values were higher. This last group was composed of species of the genera *Trachinotus* and *Menticirrhus* as well as *Polydactylus virginicus* and *Atherinella balckburni*. The latter species is mentioned in the literature as a fish with a preference for waters with high salinity and temperature values (Lopes & Oliveira-Silva 2001, Mattox et al. 2008).

At Itamambuca beach, richness was greater in the nocturnal samples. This could be due to a predation pressure by piscivorous fish, which forces the prey towards shallow waters (Layman 2000). Furthermore, diel-activity patterns are plastic and reflect different factors, such as foraging habits and competition between species (Reebs 2002). Gaelzer & Zalmon (2008) added local characteristics, such as presence of macroalgae beds, wave stress and upwelling to the list of causes of diel variation. Diel variations have been described by a number of authors studying the surf-zone ichthyofauna, at times recording greater diversity, biomass or activity patterns in the nocturnal period, with fewer examples demonstrating greater values in diurnal samples (Lasiak 1984a, b, Nash & Santos 1998, Layman 2000, Pessanha & Araujo 2003, Gaelzer & Zalmon 2008).

The composition and structure of the ichthyofauna at Itamambuca beach varied on the diel, seasonal and spatial scales. For which, the most uneven distribution of composition was on the diel scale, followed by the spatial and seasonal scales. These results demonstrate that the fish assemblage is characterized by complex distribution patterns and that the maintenance of these patterns is essential to the conservation of the assemblage as a whole. Both Itamambuca beach and the Itamambuca river estuary are located in a region where human occupation has increased dramatically in recent decades. This scenario urges greater knowledge regarding the biodiversity of this region in order to propose conservation initiatives.

Acknowledgements

A previous version of this study was presented by the senior author in partial fulfillment of a Bachelor of Science degree at the *Universidade de São Paulo*, Brazil. The authors are deeply grateful to the Gondolo family, who provided access to facilities, which permitted the field trips; and to the *Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico*, *Universidade de São Paulo* which provided space and access to facilities where this study was conducted. The authors are also thankful to the many people who volunteered during the field trips for the Itamambuca ichthyological survey, especially Tatiana R. M. Possato, *in memoriam*. José Lima de Figueiredo (MZUSP) helped to identify some specimens. Two anonymous reviewers greatly contributed to early versions of the manuscript. Richard Boike revised the English version of the manuscript. GMTM received grants from the Brazilian fostering agencies *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* and *Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo*.

References

ANDREATA, J.V., MEUER, B.C., BAPTISTA, M.G.S., MANZANO, F.V., TEIXEIRA, D.E., LONGO, M.M. & FRERET, N.V. 2002. Composição da assembléia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. Rev. Bras. Zool. 19(4):1139-1146. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752002000400019

BARROS, M.O. 1997. Dinâmica e evolução dos ambientes Praias da Fazenda, do Puruba e de Itamambuca, Ubatuba, litoral norte do estado de São Paulo. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BEYST, B., VANAVERBEKE, J., VINCX, M. & MEES, J. 2002. Tidal and diurnal periodicity in macrocrustaceans and demersal fish of an exposed sandy beach, with special emphasis on juvenile plaice *Pleuronectes platessa*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 225:263-274. http://dx.doi.org/10.3354/meps225263

BROWN, A.C. & McLACHLAN, A. 1990. Ecology of sandy shores. Elsevier Science, Amsterdam.

CARTER, B. 1988. Coastal environments: an introduction to the physical, ecological, and cultural systems of coastlines. Academic Press, New York.

CASTRO FILHO, B.M., MIRANDA, L.B. & MIYAO, S.Y. 1987. Condições oceanográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. Bol. Inst. Oceanogr. S. Paulo 35(2):135-151.

CLARK, B.M. 1997. Variation in surf-zone fish community structure across a wave-exposure gradient. Estuar. Coast. Shelf. S. 44(6):659-674. http://dx.doi.org/10.1006/ecss.1996.0151

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.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, NA. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

GAELZER, L.R. & ZALMON, I.R. 2008. Diel variation of fish community in sandy beaches of Southeastern Brazil. Braz. J. Oceanogr. 56(1):23-39. http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592008000100003

GIANNINI, R. 1994. Estrutura das comunidades de peixes da zona de arrebentação de praias arenosas do litoral do estado de São Paulo, Brasil. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GILLANDERS, B.M., ABLE, K.W., BROWN, J.A. EGGLESTON, D.B. & SHERIDAN, P.F. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. Mar. Ecol. Prog. Ser. 247:281-295. http://dx.doi.org/10.3354/meps247281

GODEFROID, R.S., HOFSTAETTER, M. & SPACH, H.L. 1997.Structure of the fish assemblage in the surf zone of the beach at Pontal do Sul, Paraná. Nerítica. 11:77-93.

GOMES, M.P., CUNHA, M.S. & ZALMON, I.R. 2003. Spatial and temporal variations of diurnal ichthyofauna on surf-zone of São Francisco do Itabapoana beaches, Rio de Janeiro state, Brazil. Braz. Arch. Biol. Technol. 46(4):653-664. http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132003000400020

HOEFEL, F.G. 1998. Morfodinâmica de praias arenosas oceânicas: uma revisão bibliográfica. Editora da UNIVALI, Itajaí.

INOUE, T., SUSA, Y. & SANO, M. 2005. Food habits of fishes in the surf zone of a sandy beach at Sanrimatsubara, Fukuoka Prefecture, Japan. Ichthyol. Res. 52:9-14. http://dx.doi.org/10.1007/s10228-004-0246-2

KINGSFORD, M. & FINN, M. 1997. The influence of the moon and physical processes on the input of presettlement fishes to coral reefs. J. Fish Biol. 51:176-205. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb06099.x

KNOPPERS, B., EKAU, W., FIGUEIREDO JÚNIOR, A.G. & SOARES-GOMES, A. 2002. Zona costeira e plataforma continental do Brasil. In Biologia marinha (R.C Pereira. & A. Soares-Gomes, orgs.). Interciência, Rio de Janeiro, p.352-361.

LASIAK, T.A. 1984a. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's Beach, Algoa Bay, South Africa: short-term fluctuations. Est. Coast. Shelf Sci. 18(3):374-360. http://dx.doi.org/10.1016/0272-7714(84)90076-3

LASIAK, T.A. 1984b. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's Beach, Algoa Bay, South Africa: long-term fluctuations. Est. Coast. Shelf Sci. 18(4):459-483. http://dx.doi.org/10.1016/0272-7714(84)90084-2

LASIAK, T. & MCLACHLAN, A. 1987. Opportunistic utilization of mysid shoals by surf-zone teleosts. Mar. Ecol. Prog. Ser. 37:1-7. http://dx.doi.org/10.3354/meps037001

LAYMAN, C.A. 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on the eastern shore of Virginia Barrier Islands. Est. Coast. Shelf Sci. 51(2):201-213. http://dx.doi.org/10.1006/ecss.2000.0636

LAZZARI, M.A., SHERMAN, S., BROWN, C.S., KING, J., JOULE, B.J., CHENOWETH, S.B. & LANGTON, R.W. 1999. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of two nearshore fish communities in Maine. Estuaries. 22(3A):636-647. http://dx.doi.org/10.2307/1353051

LOPES, P.R.D. & OLIVEIRA-SILVA, J.T. 2001. Registro de *Atherinella blackburni* (Shultz) (Actinopterygii, Teleostei, Atherinopsidae) na Praia da Ponta da Ilha, Ilha de Itaparica, Bahia, Brasil. Rev. Bras. Zool. 18(1):117-122. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752001000100012

LOWE-McCONNEL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo.

MAGURRAN, A.E. 1996. Ecological diversity and its measurements. Chapman & Hall, London.

MATTOX, G.M.T., GONDOLO, G.F. & CUNNINGHAM, P.T.M. 2008. *Atherinella blackburni* (Schutz, 1949) at Itamambuca Beach, Ubatuba, SP: ecological characterization and distribution on the Brazilian coast (Teleostei: Atheriniformes: Atherinopsidae). Braz. J. Biol. 68(2):307-313. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000200011

McLACHLAN, A. & ERASMUS, T. 1983. Sandy beaches as ecosystems. Dr. W. Junk Publishers, Netherlands.

MENEZES, N.A, BUCKUP, P.A., FIGUEIREDO, J.L. & MOURA, R.L. 2003. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

MONTEIRO-NETO C. & MUSICK, J.A. 1994. Effects of beach seine size on the assessment of surf-zone fish communities. Atlântica. 16:23-29.

MONTEIRO-NETO, C., CUNHA, L.P.R. & MUSICK, J.A. 2003. Community structure of surf-zone fishes at Cassino Beach Rio Grande do Sul, Brazil. J. Coast. Res. 53(Special Issue):492-501.

NAGELKERKEN, I & van Der VELDE, G. 2004. A comparison of fish communities of subtidal beds and sandy seabeds in 13 marine embayments of a Caribbean island, based on species, families, size distribution and functional groups. J. Sea Res. 52(2):127-147. http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2003.11.002

NASH, R.D.M. & SANTOS, R.S. 1998. Seasonality in diel catch rate of small fishes in a shallow-water fish assemblage at Porto Pim Bay, Faial, Azores. Est. Coast. Shelf Sci. 47(3):319-328. http://dx.doi.org/10.1006/ecss.1998.0362

NELSON, J.S. 2006. Fishes of the world. John Wiley & Sons. Inc, New York.

PAES, E.T. 2002. Nécton marinho. In Biologia marinha (R.C Pereira. & A. Soares-Gomes, orgs.). Interciência, Rio de Janeiro, p.159-193.

PAIVA-FILHO, A.M. & TOSCANO, A.T. 1987. Estudo comparativo e variação sazonal da ictiofauna entremarés do Mar Casado - Guarujá e Mar Pequeno - São Vicente, SP. Bol. Inst. Oceanogr. 35(2):153-165.

PESSANHA, A.L.M. & ARAUJO, F.G. 2003. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Est. Coast. Shelf Sci. 57(5):817-828. http://dx.doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00411-0

PINKAS, L., OLIPHANT, M.S. & IVERSON, I.L.K. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters. Fish Bull. Calif. Dep. Fish Game. 152:1-105.

RAMOS, L.A. & VIEIRA, J.P. 2001. Composição especifica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. Bol. Inst. Pesca, S. Paulo. 27(1):109-121.

REEBS, S.G. 2002. Plasticity of diel and circadian activity rhythms in fishes. Rev. Fish Biol. Fish. 12(4):349-371. http://dx.doi.org/10.1023/A:1025371804611

ROSS, S.W. & LANCASTER, J.E. 2002. Movements and site fidelity of two juvenile fish using surf zone nursery habitats along the southeastern North Carolina coast. Environ. Biol. Fishes. 63(2):161-172. http://dx.doi.org/10.1023/A:1014287917297

SAUL, A.D. & CUNNINGHAM, P.T.M. 1995. Ichthyofaunistic community of Bom Abrigo Island, Cananéia, São Paulo, Brazil. 2. Beach seine net. Arq. Biol. Tecnol. 38(4):1053-1069.

SOARES-GOMES, A. & FIGUEIREDO JUNIOR, A.G. 2002. O ambiente marinho. In Biologia marinha (R.C Pereira. & A. Soares-Gomes, orgs.). Interciência, Rio de Janeiro, p.1-33.

SPACH, H.L., GODEFROID, R.S., SANTOS, C., SCHWARZ JUNIOR, R. & QUEIROZ, G.M. 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. Braz. J. Oceanogr. 52(1):47-58. http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592004000100005

STONER, A.W. 1986. Community structure of the demersal fish species of Laguna Joyuda, Puerto Rico. Estuaries. 9(2):142-152. http://dx.doi.org/10.2307/1351947

STRYDOM, N.A. & D'HOTMAN, B.D. 2005. Estuary-dependence of larval fishes in a non-estuary associated South African surf zone: evidence for continuity of surf assemblages. Est. Coast. Shelf Sci. 63:101-108. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2004.10.013

VANDERKLIFT, M.A. & JACOBY, C.A. 2003. Patterns in assemblages 25 years after major seagrass loss. Mar. Ecol. Prog. Ser. 247:225-235. http://dx.doi.org/10.3354/meps247225

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. EDUEM, Maringá.

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey.

Recebido em 08/07/2010
Versão reformulada recebida em 09/05/2011
Publicado em 20/06/2011

Riqueza de borboletas em dois parques urbanos de Curitiba, Paraná, Brasil

Dayana Bonfantti[1,3], Luis Anderson Ribeiro Leite[1], Marina Moraes Carlos[1],

Mirna Martins Casagrande[1], Érica Costa Mielke[2] & Olaf Hermann Hendrik Mielke[1]

[1]Departamento de Zoologia, Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical,
Universidade Federal do Paraná, CP 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil
[2]Secretaria Municipal do Meio Ambiente, Prefeitura Municipal de Curitiba,
Av. Manoel Ribas 2727, CEP 80810-100, Curitiba - PR, Brazil
[3]Autor para correspondência: Dayana Bonfantti, e-mail: dayanabonfantti@gmail.com

BONFANTTI, D., LEITE, L.A.R., CARLOS, M.M., CASAGRANDE, M.M., MIELKE, E.C. & MIELKE, O.H.H. **Butterflies's richness in two urban parks in Curitiba Parana, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn00911022011

Abstract: In order to contribute to the knowledge of butterflies of Curitiba, were studied two urban municipal parks, the Botanical Garden which has total area of 178,000 m² and has a grove of preserved Araucaria forest only for scientific research, and the Municipal Park of Barreirinha which has total area of 275,380 m² and the area used for sampling of free access to population, with predominance of reforested vegetation. After 10 months of sampling, totaling 240 hours, 787 individuals and 166 species were registered, distributed to the families: Hesperiidae – 46 spp. (27.7%), Nymphalidae – 75 spp. (45.2%), Pieridae – 17 spp. (10.3%), Lycaenidae – 13 spp. (7.8%), Papilionidae – 8 spp. (4.8%) and Riodinidae – 7 spp. (4.2%), among which 22 species are new records for Curitiba, belonging to the families: Hesperiidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae and Nymphalidae. About the recorded species, only 33% are considered common to the parks, Sorensen similarity index of 48% confirm that each location has a characteristic lepidopterofauna and distinct from each other.
Keywords: *araucaria forest, butterflies, inventory.*

BONFANTTI, D., LEITE, L.A.R., CARLOS, M.M., CASAGRANDE, M.M., MIELKE, E.C. & MIELKE, O.H.H. **Riqueza de borboletas em dois parques urbanos de Curitiba, Paraná, Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn00911022011

Resumo: Com o objetivo de contribuir com o conhecimento das borboletas de Curitiba, foram estudados dois parques municipais urbanos, o Jardim Botânico que possui área total de 178.000 m² e um bosque de Floresta Ombrófila Mista preservada restrito a pesquisa científica, e o Parque Municipal da Barreirinha que possui uma área total de 275.380 m² e a área utilizada para as amostragens de livre acesso a população, com predominância de vegetação reflorestada. Após 10 meses de amostragem, perfazendo 240 horas, foram registrados 787 indivíduos e 166 espécies, distribuídos nas famílias: Hesperiidae – 46 spp. (27,7%), Nymphalidae – 75 spp. (45,2%), Pieridae – 17 spp. (10,3%), Lycaenidae – 13 spp. (7,8%), Papilionidae – 8 spp. (4,8%) e Riodinidae – 7 spp. (4,2%), dentre estas 22 espécies são novos registros para Curitiba, pertencentes as famílias: Hesperiidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae e Nymphalidae. Das espécies registradas, apenas 33% são comuns a ambos os Parques, sendo que o índice de Similaridade de Sorensen de 48% confirma que cada um dos locais estudados possui lepidopterofauna característica e distinta um do outro.
Palavras-chave: *floresta ombrófila mista, borboletas, inventário.*

Introdução

A ordem Lepidoptera está entre as maiores da classe Insecta, com cerca de 160.000 espécies descritas (Kristensen et al. 2007). Estima-se que na região Neotropical encontram-se cerca de 8.000 espécies de borboletas (Lamas 2004), as quais podem ser utilizadas em pesquisas sobre biogeografia e interações inseto/planta, além de indicadoras em levantamentos, planejamento e administração de reservas naturais, devido à facilidade de encontrá-las e avaliá-las (Brown Junior 1992).

A primeira contribuição sobre a lepidopterofauna de Curitiba foi realizada por Bienzanko (1938) que catalogou 34 espécies de lepidópteros, das quais 24 espécies eram borboletas, em praças e parques municipais, assim como em campos vizinhos da cidade, entre os meses de maio a outubro de 1932. A segunda contribuição foi a de C. Mielke (1995) levantamento que se utilizou da Coleção do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná, composta principalmente por coletas realizadas por O. H. H. Mielke e M. M. Casagrande, onde foram registradas 486 espécies.

O estudo das borboletas em áreas urbanas e a análise da estrutura e dinâmica destas populações em ambientes modificados já foi tema de diversos estudos (Ruszczyk 1986a,b, 1987; Brown Junior & Freitas 2002; New & Sands 2002; Shapiro 2002; Silva et al. 2007; Bonfantti et al. 2009). Para Ruszczyk (1986a), a ausência de vegetação nativa limita a distribuição de muitos lepidópteros, visto que há uma alta especificidade destes com recursos alimentares e plantas hospedeiras para suas larvas. Por essa razão a riqueza de vegetação nas áreas urbanas pode elevar a oferta de recursos e amenizar as condições adversas do meio urbano, atraindo novas populações de borboletas, assim áreas urbanas podem possuir fauna característica, distinta das demais.

O presente trabalho teve como objetivos realizar um inventário de borboletas em dois parques urbanos de Curitiba, o Jardim Botânico Municipal de Curitiba Francisca Maria Garfunkel Rischbieter e o Parque Municipal da Barreirinha, e comparar os resultados obtidos nestas áreas.

Material e Métodos

O município de Curitiba está localizado no primeiro planalto paranaense, com altitude média de 934 m acima do nível do mar, apresentando temperaturas máximas entre 23,7 a 32,5 °C e mínimas de -1,3 a 15,9 °C, com média anual de 17,48 °C (Instituto... 2010). O clima, no sistema de classificação de Köppen enquadra-se como Cfb, subtropical, úmido mesotérmico, de ventos fracos e com ocorrência de geadas severas, durante o inverno.

A cidade tem alto índice de áreas verdes, abrigando cerca de 30 parques e bosques. O Jardim Botânico Municipal de Curitiba Francisca Maria Garfunkel Rischbieter (25° 26' 31" S e 49° 14' 16" O) possui área total de 178.000 m² e uma área de conservação, restrita a pesquisa científica, com um bosque de Floresta Ombrófila Mista preservada com aproximadamente 80.000 m² (Figura 1). Constitui-se a única área verde próxima ao centro da cidade, localizado no Bairro Jardim Botânico entre a Rua Prefeito Lothário Meissner e Avenida Affonso Camargo, sendo estas duas vias de grande fluxo de veículos. O Parque Municipal da Barreirinha (25° 21' 39" S e 49° 15' 33" O) situa-se no bairro Barreirinha, cerca de 9 Km do centro da cidade, e é composto por áreas de lazer e lagos artificiais. Possui uma área total de 275.380 m² e a área utilizada para as amostragens possui cerca de 130.000 m² e são de livre acesso a população (Figura 2). A vegetação é de Floresta Ombrófila Mista, embora tenha predominância de vegetação reflorestada, com dominância da planta invasora pau-incenso, *Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae) comumente utilizado para ornamentação.

As amostragens foram realizadas mensalmente entre agosto de 2008 a maio de 2009 para cada área de estudo, totalizando 10 meses. Estas foram realizadas com rede entomológica e armadilhas para borboletas frugívoras, utilizando-se como isca uma mistura de banana com caldo de cana. Uma caderneta de anotações foi utilizada para registrar a ocorrência de espécies já identificadas em amostragens anteriores. O esforço amostral para as observações foi das 9 horas às 15 horas, totalizando 12 horas de amostragem, com à presença de dois coletores. Devido às baixas temperaturas do inverno, as coletas foram interrompidas no mês de maio.

Com a finalidade de verificar a similaridade entre as áreas de estudo, foi aplicado o índice de similaridade de Sorensen, com valor representado em porcentagem.

O material coletado está depositado na Coleção Entomológica Padre Jesus Santiago Moure, Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná. Utilizou-se Lamas (2004) para a classificação das espécies e revisões de gêneros disponíveis na literatura.

Resultados e Discussão

Com 240 horas de amostragem, foram registrados 787 indivíduos de 166 espécies, assim distribuídos: Hesperiidae – 46 spp. (27,7%), Nymphalidae – 75 spp. (45,2%), Pieridae – 17 spp. (10,3%), Lycaenidae – 13 spp. (7,8%), Papilionidae – 8 spp. (4,8%) e Riodinidae – 7 spp. (4,2%). O presente estudo destaca 22 novos registros para Curitiba, pertencentes às famílias: Hesperiidae (10), Lycaenidae (7), Riodinidae (2) e Nymphalidae (3) (Tabela 1).

Para o Jardim Botânico foram registrados 392 indivíduos coletados/observados em 107 espécies, destas, 12 novos registros para Curitiba. Nymphalidae possuiu a maior riqueza (49,53%), seguida por Hesperiidae (22,43%), Pieridae (12,15%), Lycaenidae (10,28%), Papilionidae (4,67%) e Riodinidae (0,94%). O Parque Municipal da Barreirinha também foi amostrado em onze coletas, no qual foi possível registrar 395 indivíduos e 114 espécies, números mais altos apesar destes valores serem muito próximos aos registrados no Jardim Botânico. Foram encontrados oito novos registros para Curitiba, sendo que *Rhetus periander eleusinus* Stichel, 1901 e *Adelpha falcipennis* Fruhstorfer, 1915, são os registros novos comuns aos dois parques. Da mesma forma que o Jardim Botânico, Nymphalidae foi a família mais rica com 50% de representatividade, seguida por Hesperiidae (25,44%), Pieridae (8,77%), Riodinidae (6,14%), Papilionidae (5,26%) e Lycaenidae (4,39%).

Dentre o total das espécies coletadas, 33% são comuns aos dois Parques. Da riqueza total do Parque Barreirinha 59 (52%) são exclusivas, no Jardim Botânico estas são 53 (48%). De acordo com o índice de Similaridade de Sorensen (Tabela 2), a semelhança na composição de espécies de borboletas entre os locais ficou abaixo de 50%. A baixa similaridade também pode ser observada entre famílias, com destaque para Hesperiidae, Riodinidae e Lycaenidae que apresentaram respectivamente, 74, 75 e 63% de dissimilaridade. Similaridade acima de 50% foi observada para as famílias, Nymphalidae 63%, Papilionidae 55% e Pieridae 52%.

Apesar de os Parques urbanos amostrados no presente estudo apresentarem valores de riqueza de espécies e abundância muito próximas, chama a atenção diferenças na composição da fauna de borboletas, evidenciando assembléias características de cada Parque. Possíveis razões para tal resultado podem estar associadas à conectividade dos locais estudados e a características gerais da fisionomia vegetal dos mesmos. O Jardim Botânico possui uma área de preservação e sua região de entorno é composta por edificações e rodovias, reduzindo assim a conectividade com outras áreas verdes (Figura 1). Por outro lado, o Parque Barreirinha apesar de estar

Tabela 1. Lista de famílias, subfamílias, tribos e riqueza de espécies (S) capturadas em dois parques localizados na cidade de Curitiba, Parque Barreirinha (Bar) e Jardim Botânico (JBot). Novos registros de espécies na cidade de Curitiba (*).

Table 1. List of families, subfamilies, tribes and species (S) captured in two parks located in Curitiba, Municipal park of Barreirinha (Bar) and Botanical Garden (JBot). New records of species in Curitiba (*).

Taxa	Bar	JBot
Hesperioidea		
Hesperiidae (S = 46)		
Pyrginae (S = 19)		
Eudamini		
Astraptes elorus (Hewitson, 1867)	x	
Astraptes fulgerator fulgerator (Walch, 1775)	x	
Astraptes naxos (Hewitson, 1867)	x	
Polygonus savigny savigny (Latreille, [1824])	x	
Typhedanus stylites (Herrich-Schäffer, 1869)*	x	
Urbanus teleus (Hübner, 1821)	x	x
Pyrgini		
Achlyodes busirus rioja Evans, 1953	x	
Achlyodes mithridates thraso (Hübner, [1807])		x
Carrhenes canescens pallida Röber, 1925	x	x
Diaeus lacaena (Hewitson, 1869)	x	
Gindanes brebisson brebisson (Latreille, [1824])*		x
Gorgythion begga begga (Prittwitz, 1868)	x	x
Milanion leucaspis (Mabille, 1878)	x	
Mylon maimon (Fabricius, 1775)		x
Oechydrus chersis evelinda (Butler, 1870)	x	
Pyrgus orcus (Stoll, 1780)	x	x
Pythonides lancea (Hewitson, 1868)	x	x
Sostrata bifasciata bifasciata (Ménétriés, 1829)*		x
Zera tetrastigma erisichthon (Plötz, 1884)*	x	
Hesperiinae (S = 27)		
Anthoptus epictetus (Fabricius, 1793)	x	
Callimormus interpunctata (Plötz, 1884)	x	
Callimormus rivera (Plötz, 1882)		x
Cobalopsis miaba (Schaus, 1902)	x	
Cobalopsis nero (Herrich-Schäffer, 1869)	x	
Cumbre cumbre (Schaus, 1902)		x
Cymaenes lepta (Hayward, 1939)*		x
Cymaenes tripunctata tripunctata (Latreille, [1824])		x
Cynea melius (Geyer, 1832)*	x	
Hylephila phyleus phyleus (Drury, 1773)		x
Lucida lucia lucia (Capronnier, 1874)	x	
Lucida ranesus (Schaus, 1902)	x	
Nastra lurida (Herrich-Schäffer, 1869)		x
Papias phainis Godman, 1900		x
Perichares philetes aurina Evans, 1955	x	x
Pompeius pompeius (Latreille, [1824])		x
Quinta cannae (Herrich-Schäffer, 1869)		x
Saliana triangularis (Kaye, 1914)*	x	
Saturnus reticulata conspicuus (Bell, 1941)*	x	
Sodalia coler (Schaus, 1902)	x	
Thespieus vividus (Mabille, 1891)	x	
Vehilius clavicula (Plötz, 1884)	x	x
Vettius diversa diversa (Herrich-Schäffer, 1869)*		x
Vettius marcus marcus (Fabricius, 1787)*		x
Wallengrenia premnas (Wallengren, 1860)		x
Zariaspes mys (Hübner, [1808])		x
Zenis jebus jebus (Plötz, 1882)	x	
Papilionoidea		
Papilionidae (S = 8)		
Troidini		
Battus polydamas polydamas (Linnaeus, 1758)		x
Battus polystictus polystictus (Butler, 1874)	x	x
Parides agavus (Drury, 1782)	x	x
Parides bunichus bunichus (Hübner, [1821])	x	
Papilionini		
Heraclides anchisiades capys (Hübner, [1809])	x	
Heraclides hectorides (Esper, 1794)	x	
Heraclides thoas brasiliensis (Rothschild & Jordan, 1906)		x
Leptocircini		
Mimoides lysithous lysithous (Hübner, [1821])	x	x
Pieridae (S = 17)		
Dismorphiinae (S = 3)		
Dismorphia astyocha Hübner, [1831]		x
Dismorphia thermesia thermesia (Godart, 1819)	x	x
Pseudopieris nehemia nehemia (Boisduval, 1836)		x
Coliadinae (S = 8)		
Aphrissa statira statira (Cramer, 1777)		x
Eurema albula sinoe (Godart, 1819)	x	
Eurema arbela arbela Geyer, 1832		x
Phoebis neocypris neocypris (Hübner, [1823])	x	x
Phoebis philea philea (Linnaeus, 1763)	x	
Phoebis sennae marcellina (Cramer, 1777)	x	

Tabela 1. Continuação...

Taxa	Bar	JBot
Pyrisitia leuce leuce (Boisduval, 1836)	x	x
Rhabdodryas trite banksi (Breyer, 1939)		x
Pierinae (S = 6)		
Pierini		
Catasticta bithys (Hübner, [1831])		x
Leptophobia aripa balidia (Boisduval, 1836)	x	x
Pereute swainsoni (Gray, 1832)	x	
Tatochila autodice autodice (Hübner, 1818)		x
Anthocharidini		
Hesperocharis erota (Lucas, 1852)	x	x
Hesperocharis paranensis Schaus, 1898	x	x
Lycaenidae (S = 13)		
Theclinae (S = 13)		
Eumaeini		
Arawacus meliboeus (Fabricius, 1793)	x	x
Atlides cosa (Hewitson, 1867)		x
Contrafacia imma (Pritwitz, 1865)	x	
Cyanophrys acaste (Prittwitz, 1865)*		x
Erora sp.		x
Lamprospilus taminella (Schaus, 1902)*	x	
Lamprosilus nubilum (H. H. Druce, 1907)*		x
Laothus phydela (Hewitson, 1867)		x
Magnastigma hirsuta (Prittwitz, 1865)*		x
Panthiades hebraeus (Hewitson, 1867)*		x
Parrhasius polibetes (Stoll, 1781)*		x
Parrhasius selika (Hewitson, 1874)	x	x
Strephonota elika (Hewitson, 1867)	x	x
Thepytus thyrea (Hewitson, 1867)*		x
Riodinidae (S = 7)		
Riodininae (S = 7)		
Mesosemiini		
Mesosemia odice (Godart, [1824])	x	
Ithomiola nepos (Fabricius, 1793)	x	
Eurybiini		
Eurybia pergaea (Geyer, 1832)*	x	
Riodinini		
Charis cadytis Hewitson, 1866	x	
Rhetus periander eleusinus Stichel, 1910*	x	x
Tribo incertae sedis		
Emesis russula Stichel, 1910	x	
Nymphidiini		
Synargis regulus (Fabricius, 1793)	x	
Nymphalidae (S = 75)		
Danainae (S = 2)		
Danaini		
Danaus erippus (Cramer, 1775)	x	x
Euploeini		
Lycorea ilione ilione (Cramer, 1775)	x	
Ithomiinae (S= 10)		
Mechanitini		
Mechanitis lysimnia lysimnia (Fabricius, 1793)	x	x
Methona themisto (Hübner, 1818)		x
Thyridia psidii pallida Godman & Salvin, 1898	x	
Napeogenini		
Epityches eupompe (Geyer, 1832)	x	x
Ithomiini		
Ithomia drymo Hübner, 1816	x	x
Placidina euryanassa (C. Felder & R. Felder, 1860)	x	x
Dircenini		
Dircenna dero dero (Hübner, 1823)	x	x
Episcada carcinia Schaus, 1902	x	x
Episcada hymenaea hymenaea (Prittwitz, 1865)		x
Godyridini		
Pseudoscada erruca (Hewitson, 1855)		x
Morphinae (S = 2)		
Morphini		
Morpho anaxibia (Esper, [1801])	x	x
Morpho portis thamyris (C. Felder & R. Felder, 1867)	x	
Brassolini		
Caligo martia (Godart, [1824])	x	
Satyrinae (S = 10)		
Satyrini		
Eteona tisiphone (Boisduval, 1836)		x
Capronnieria galesus (Godart, [1824])	x	
Godartiana muscosa (Butler, 1870)	x	
Hermeuptychia hermes (Fabricius, 1775)	x	x
Moneuptychia griseldis (Weymer, 1911)	x	
Moneuptychia paeon (Godart, [1824])	x	
Moneuptychia soter (Butler, 1877)	x	x
Paryphthimoides phronius (Godart, [1824])	x	x
Taydebis peculiaris (Butler, 1874)	x	
Yphthimoides prox. *viviana* (Romieux, 1927)		x
Charaxinae (S = 2)		
Anaeini		
Memphis moruus stheno (Prittwitz, 1865)	x	
Zaretis itys itylus (Westwood, 1850)	x	x
Biblidinae (S = 14)		
Biblidini		
Biblis hyperia nectanabis (Fruhstorfer, 1909)		x

Tabela 1. Continuação...

Taxa	Bar	JBot
Cybdelis phaesyla (Hübner, [1831])*		x
Diaethria candrena candrena (Godart, [1824])	x	x
Diaethria eluina eluina (Hewitson, [1855])	x	
Dynamine agacles agacles (Dalman, 1823)		x
Dynamine myrrhina (Doubleday, 1849)	x	
Ectima thecla thecla (Fabricius, 1796)	x	x
Epiphile hubneri Hewitson, 1861	x	x
Epiphile orea orea (Hübner, [1823])	x	x
Eunica eburnea Fruhstorfer, 1907	x	x
Hamadryas epinome (C. Felder & R. Felder, 1867)	x	
Hamadryas februa februa (Hübner, [1823])		x
Hamadryas fornax fornax (Hübner, [1823])	x	
Myscelia orsis (Drury, 1782)	x	
Apaturinae (S = 2)		
Doxocopa kallina (Straudinger, 1886)		x
Doxocopa laurentia laurentia (Godart, [1824])	x	x
Nymphalinae (S = 10)		
Nymphalini		
Hypanartia bella (Fabricius, 1793)	x	
Hypanartia lethe (Fabricius, 1793)		x
Vanessa braziliensis (Moore, 1883)	x	x
Kallimini		
Anartia amathea roeselia (Eschscholtz, 1821)	x	x
Siproeta epaphus trayja Hübner, [1823]	x	
Melitaeini		
Eresia lansdorfi (Godart, 1819)	x	x
Ortilia orthia (Hewitson, 1864)	x	x
Tegosa claudina (Eschscholtz, 1821)	x	x
Tegosa orobia (Hewitson, 1864)	x	x
Telenassa teletusa (Godart, [1824])	x	x
Limenitidinae (S = 8)		
Adelpha calliphane Fruhstorfer, 1915		x
Adelpha falcipennis Fruhstorfer, 1915 *	x	x
Adelpha gavina Fruhstorfer, 1915		x
Adelpha hyas hyas (Doyère, [1840])	x	
Adelpha mythra (Godart, [1824])	x	
Adelpha serpa serpa (Boisduval, 1836)*	x	
Adelpha syma (Godart, [1824])	x	x
Adelpha zea (Hewitson, 1850)		x
Heliconiinae (S = 14)		
Acraeini		
Actinote carycina Jordan, 1913	x	x
Actinote melanisans Oberthür, 1917	x	x
Actinote parapheles Jordan, 1913	x	
Actinote thalia pyrrha (Fabricius, 1775)		x
Heliconiini		
Agraulis vanillae maculosa (Stichel, [1908])	x	x
Dione juno juno (Cramer, 1779)		x
Dryas iulia alcionea (Cramer, 1779)	x	x
Eueides aliphera aliphera (Godart, 1819)		x
Eueides isabella dianasa (Hübner, [1806])		x
Heliconius besckei Ménétriés, 1857	x	x
Heliconius erato phyllis (Fabricius, 1775)	x	x
Heliconius ethila narcaea Godart, 1819	x	x
Heliconius sara apseudes (Hübner, [1813])	x	
Philaethria wernickei (Röber, 1906)	x	x

circundado por bosques adjacentes (Figura 2) possui no seu interior reflorestamentos e áreas de acesso comum ao público. A combinação destes fatores pode estar influenciando na estruturação e composição da fauna de borboletas. Brown Junior & Freitas (2002) em estudo de 15 parques da cidade de Campinas, concluíram que a conectividade é o fator ambiental que exerce maior influência sobre riqueza (neste caso é a composição) de borboletas.

O frio e as geadas dos meses do outono e inverno provocaram diminuição no número de exemplares amostrados, já que em determinadas amostragens foi registrada temperatura média de 12 °C. Tal situação é comparável à ação dos ventos polares apresentado por Carneiro et al. (2008), que agem durante o inverno no sul da ilha de Santa Catarina, sendo considerado como um fator diretamente relacionado ao declínio da riqueza de borboletas durante os meses mais frios.

A comparação da riqueza deste estudo, com a apresentada por C. Mielke (1995), não é aplicável, uma vez que o estudo anterior utilizou principalmente dados de Coleções Entomológicas, o que tornou sua área de estudo ampla. Ainda no estudo de C. Mielke (1995) *Hesperocharis paranensis* Schaus, 1898 está mencionada como *Hesperocharis lactea lactea* (Burmeister, 1879). Pode-se afirmar que a riqueza encontrada nos parques é considerável, visto que foram estudadas duas localidades, e a riqueza de espécies amostradas correspondeu a cerca de 1/3 (um terço) das espécies registradas para Curitiba por C. Mielke (1995), indicando que estas pequenas reservas urbanas, são de grande importância para conservação da fauna local de borboletas.

Agradecimentos

À Prefeitura Municipal de Curitiba, principalmente a Secretaria Municipal do Meio Ambiente, Departamento de Pesquisa e Monitoramento, pela licença de coleta e aos respectivos funcionários que prestativamente nos auxiliaram durante a realização do inventário.

Ao Instituto Tecnológico Simepar, em nome de Osmar Stringari e Edson Sakae Nagashima, pelos dados de temperatura e pluviométricos das datas de coleta.

E aos colegas, Msc. Diego Dolibaina, ao Msc. Eduardo Carneiro e ao Msc. Gustavo Cavalheiro Amarilia, pelo auxílio prestado durante a pesquisa.



Figura 1. Jardim Botânico e área de estudo em destaque.

Figure 1. Botanical Garden and the study area highlighted.



Figura 2. Parque Municipal da Barreirinha e área de estudo em destaque.

Figure 2. Municipal Park of Barreirinha and study area highlighted.

Tabela 2. Lista de famílias, subfamílias, tribos e espécies, número total de espécies, áreas de estudo, espécies exclusivas e Índice de Similaridade de Sorensen (IS) entre o Parque Barreirinha (Bar) e o Jardim Botânico (JBot).

Table 2. List of families, subfamilies, tribes and species, total species number, studied areas, unique species and Sorensen similarity index (SI) between the Municipal Park of Barreirinha (Bar) and the Botanical Garden (JBot).

Taxa		Áreas de estudo		Espécies exclusivas		
	Espécies totais	Bar	JBot	Bar	JBot	Is (%)
Hesperioidea	**46**	**29**	**24**	**22**	**17**	**26**
Hesperiidae	**46**	**29**	**24**	**22**	**17**	**26**
Pyrginae	**19**	**15**	**9**	**10**	**4**	**41**
Eudamini	6	6	1	5	0	28
Pyrgini	13	9	8	5	4	47
Hesperiinae	**27**	**14**	**15**	**12**	**13**	**13**
Papilionoidea	**120**	**85**	**83**	**37**	**36**	**55**
Papilionidae	**8**	**6**	**5**	**3**	**3**	**36**
Troidini	4	3	3	1	1	66
Papilionini	3	2	1	2	1	0
Leptocircini	1	1	1	0	0	100
Pieridae	**17**	**10**	**13**	**4**	**7**	**52**
Dismorphiinae	**3**	**1**	**3**	**0**	**2**	**50**
Coliadinae	**8**	**5**	**5**	**3**	**3**	**40**
Pierinae	**6**	**4**	**5**	**1**	**2**	**66**
Pierini	4	2	3	1	2	40
Anthocharidini	2	2	2	0	0	100
Lycaenidae	**13**	**5**	**11**	**2**	**8**	**37**
Theclinae	**13**	**5**	**11**	**2**	**8**	**37**
Eumaeini	13	5	11	2	8	37
Riodinidae	**7**	**7**	**1**	**6**	**0**	**25**
Riodininae	**7**	**7**	**1**	**6**	**0**	**25**
Mesosemiini	2	2	0	2	0	0
Eurybiini	1	1	0	1	0	0
Riodinini	2	2	1	1	0	66
Tribo incertae sedis	1	1	0	1	0	0
Nymphidiini	1	1	0	1	0	0

Taxa		Áreas de estudo		Espécies exclusivas		
	Espécies totais	Bar	JBot	Bar	JBot	Is (%)
Nymphalidae	**75**	**57**	**53**	**22**	**18**	**63**
Danainae	**2**	**2**	**1**	**1**	**0**	**66**
Danaini	1	1	1	0	0	100
Euploeini	1	1	0	1	0	0
Ithominae	**10**	**7**	**9**	**1**	**3**	**75**
Mechanitini	3	2	2	1	1	50
Napeogenini	1	1	1	0	0	100
Ithomiini	2	2	2	0	0	100
Dircennini	3	2	3	0	1	80
Godyridini	1	0	1	0	1	0
Morphinae	**3**	**3**	**1**	**2**	**0**	**50**
Morphini	2	2	1	1	0	66
Brassolini	1	1	0	1	0	0
Satyrinae	**10**	**8**	**5**	**5**	**2**	**46**
Satyrini	10	8	5	5	2	46
Charaxinae	**2**	**2**	**1**	**1**	**0**	**66**
Anaeini	2	2	1	1	0	66
Biblidinae	**14**	**10**	**9**	**5**	**4**	**52**
Biblidini	14	10	9	5	4	52
Apaturinae	**2**	**1**	**2**	**0**	**1**	**66**
Nymphahinae	**10**	**9**	**8**	**2**	**1**	**82**
Nymphalini	3	2	2	1	1	50
Kallimini	2	2	1	1	0	66
Melitaeini	5	5	5	0	0	100
Limenitidinae	**8**	**5**	**5**	**3**	**3**	**40**
Limenitidini	8	5	5	3	3	40
Heliconiinae	**14**	**10**	**12**	**2**	**4**	**72**
Acraeini	4	3	3	1	1	66
Heliconiini	10	7	9	1	3	75
Total	166	114	107	59	53	**48**

Referências bibliográficas

BIENZANKO, C.M. 1938. Sobre alguns lepidópteros que ocorrem em arredores de Curitiba (Estado do Paraná). Livraria do Globo, Pelotas, 8 p.

BONFANTTI, D., DI MARE, R. A. & GIOVENARDI, R. 2009. Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) from two Forest fragments in northern Rio Grande do Sul, Brazil. Check List 5(4):819-829.

BROWN JUNIOR, K.S. 1992. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitat, recursos alimentares e variação temporal. In História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (L.P.C. Morellato, ed.). Unicamp/Fapesp, Campinas, p.142-187.

BROWN JUNIOR, K.S. & FREITAS, A.V.L. 2002. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. J. Insect Conserv. 6:217-231. http://dx.doi.org/10.1023/A:1024462523826

CARNEIRO, E., MIELKE, O.H.H. & CASAGRANDE, M.M. 2008. Borboletas do sul da ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea). Shilap - Rev. Lepidopt. 36(142):261-271.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA - IPPUC. http://www.ippuc.org.br (último acesso em 18/03/2010).

KRISTENSEN, N.P., SCOBLE, M.J. & KARSHOLT, O. 2007. Lepidoptera phylogeny and systematics: the state of inventorying moth and butterfly diversity. Zootaxa 1668:699-747.

LAMAS, G. 2004. Checklist: Part 4A. Hesperioidea - Papilionoidea. In Atlas of Neotropical Lepidoptera 5A (J.B. Heppner, ed.). Association of Tropical Lepidoptera, Gainesville.

MIELKE, C.G.C. 1995. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) de Curitiba e seus arredores, Paraná, Brasil, com notas taxonômicas sobre Hesperiidae. Rev. Bras. Zool. 11(4):759-776. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751994000400018

NEW, T.R. & SANDS, D.P.A. 2002. Conservation concerns for butterflies in urban areas of Australia. J. Insect Conserv. 6:207-215. http://dx.doi.org/10.1023/A:1024425515889

RUSZCZYK, A. 1986a. Ecologia urbana de borboletas, I. O gradiente de urbanização e a fauna de Porto Alegre, RS. Revta. Brasil. Biol. 46(4):675-688. http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000400007

RUSZCZYK, A. 1986b. Ecologia urbana de borboletas, II. Papilionidae, Pieridae e Nymphalidae em Porto Alegre, RS. Revta. Brasil. Biol. 46(4):689-706.

RUSZCZYK, A. 1987. Distribution and abundance of butterflies in the urbanization zones of Porto Alegre, Brazil. J. Res. Lepid. 25:157-78.

SHAPIRO, A.M. 2002. The Californian urban butterflies fauna is dependent on alien plants. Divers. Distr. 8(1):31-40. http://dx.doi.org/10.1046/j.1366-9516.2001.00120.x

SILVA, A.R.M., LANDA, G.G. & VITALINO, R.F. 2007. Borboletas (Lepidoptera) de um fragmento de mata urbano em Minas Gerais, Brasil. Lundiana 8(2):137-142.

Recebido em 23/07/2010
Versão reformulada recebida em 31/03/2011
Publicado em 18/04/2011

Crescimento e mortalidade de *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes, Characidae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brasil

Alberto Luciano Carmassi[1], Giulianna Rodrigues Rondineli[1],

Leandro Muller Gomiero[1,2] & Francisco Manoel de Souza Braga[1]

[1]Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Av. 24-A, 1515, CP 199, CEP 13506-900, Bela Vista, Rio Claro, SP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Leandro Muller Gomiero, e-mail: leanmg@rc.unesp.br

CARMASSI, A.L., RONDINELI, G.R., GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. **Growth and mortality of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiforms, Characidae) in Serra do Mar State Park, Santa Virgínia Unit, São Paulo, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn00611022011.

Abstract: Growth and mortality parameters were estimated for *Oligosarcus hepsetus* caught in the Serra do Mar State Park, Núcleo Santa Virginia. Monthly length frequencies distributions were analyzed with the ELEFAN method within the FISAT program, using the seasonal version of the Von Bertalanffy's growth curve. The instantaneous rate of natural mortality was calculated using the empirical formula proposed by Pauly. The estimated parameters were K = 0.72, L∞ = 23.3 cm, C = 0.3, Wp = 0.7 and M = 1.25. These parameters corroborate the characteristics of a predator species with long reproductive period, spawning parceled out without parental care, and that lives in a typical river of Atlantic forest.
Keywords: *dogfish, neotropical freshwater species, population parameters, length frequencies, Atlantic Forest.*

CARMASSI, A.L., RONDINELI, G.R., GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. **Crescimento e mortalidade de *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes, Characidae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn00611022011.

Resumo: Parâmetros de crescimento e mortalidade foram estimados para *Oligosarcus hepsetus* capturados no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia. A distribuição mensal das frequências de comprimento foi analisada pelo método ELEFAN, através do programa FISAT, utilizando-se a versão sazonal da curva de crescimento de Von Bertalanffy. A taxa instantânea de mortalidade natural foi calculada pela fórmula empírica proposta por Pauly. Os parâmetros estimados foram K = 0,72, L∞ = 23,3 cm, C = 0,3, Wp = 0,7 e M = 1,25. Estes parâmetros corroboram as características de uma espécie predadora com longo período reprodutivo, desova parcelada sem cuidado com a prole e que vive em um rio típico de Mata Atlântica.
Palavras-chave: *peixe-cachorro, espécie dulciaquícola neotropical, parâmetros populacionais, frequência de comprimento, Mata Atlântica.*

Introdução

As estimativas dos parâmetros de crescimento das espécies de peixe são de importância fundamental para o entendimento de eventos do ciclo de vida. A determinação da idade através da contagem de anéis anuais em partes duras, como escamas, otólitos e vértebras é bem conhecida para peixes de regiões temperadas (Ricker 1975), onde flutuações ambientais entre o verão e o inverno são bem nítidas. Em regiões onde as condições climáticas são menos variáveis, como as regiões tropicais e subtropicais, as marcas de aposição são menos definidas e há a necessidade de validar as marcas para que os parâmetros de crescimento obtidos sejam confiáveis e precisos (Ambrósio & Hayashi 1997, Ambrósio et al. 2003, Feitoza et al. 2004). No entanto, a validação das classes etárias nem sempre é possível, devido principalmente às dificuldades inerentes para a obtenção de número razoável de exemplares ou a pequena definição dos anéis etários (Lizama & Vazzoler 1993). Apesar de toda a dificuldade encontrada, existem diversos trabalhos que fizeram uso da contagem dos anéis e obtiveram resultados na determinação da idade em peixes de águas tropicais (Barbieri et al. 2001, Feitoza et al. 2004, Penha et al. 2004, Penna et al. 2005, Schulz & Leal 2005).

Uma alternativa para se estimar os parâmetros de crescimento é a utilização de métodos indiretos, por meio de dados de frequência de comprimento, que são facilmente obtidos junto às populações biológicas. Esses dados contêm informações sobre o comprimento médio em cada grupo etário, juntamente com a posição das modas associadas com as coortes (Basson et al. 1988). Este método foi utilizado para estimar parâmetros populacionais em diversas espécies: *Moenkhausia intermedia* (Lizama & Ambrósio 2003), *Roeboides paranensis* (Capistrano-Santana et al. 2004), *Characidium lauroi* e *C. alipioi* (Braga et al. 2007), *Moenkhausia dichroura* (Cunha et al. 2007), *Brycon opalinus* (Gomiero et al. 2007) e *Cyphocarax modestus* (Carmassi et al. 2008).

O gênero *Oligosarcus* Günther, 1864 compreende 17 espécies válidas, distribuídas pelas principais bacias hidrográficas sul americanas (Ribeiro 2007). Estudos envolvendo aspectos reprodutivos de espécies do gênero são encontrados nos trabalhos de Neves et al. (1995), Hartz et al. (1997), Fialho et al. (1998), Hermes-Silva et al. (2004) e Nunes et al. (2004). A dieta foi investigada por Hartz et al. (1996) e Nunes & Hartz (2006); e o crescimento de *Oligosarcus jenynsi* por análise e contagem dos anéis etários Hartz & Barbieri (1995).

Oligosarcus hepsetus é um Characiforme carnívoro de pequeno a médio porte (Géry 1977) com ampla distribuição nos ambientes de água doce do sudeste do Brasil (Santos et al. 2005, 2006). Na literatura, encontram-se disponíveis informações sobre a dieta (Araújo et al. 2005) e o desenvolvimento ovariano e testicular dessa espécie no reservatório de Lajes - RJ (Santos et al. 2005, 2006). No Núcleo Santa Virgínia, onde a espécie não é explorada pela pesca, informações sobre a biologia alimentar e reprodutiva dessa espécie foram recentemente obtidas. A alimentação com maior intensidade no verão e no outono apresentou diferenciação ontogenética sendo os indivíduos menores (5 a 20 cm) principalmente insetívoros e os maiores (> 20 cm) restritamente piscívoros (Botelho et al. 2007). O período reprodutivo foi longo (8 meses), porém mais intenso nos períodos com mais chuvas. A desova foi do tipo parcelada sem cuidado parental, a fecundidade foi relativamente baixa quando comparada às espécies reofílicas e a maturação gonadal foi precoce quando se compara a mesma espécie em outras localidades (Gomiero et al. 2008).

Como as informações sobre o crescimento e a mortalidade são essenciais para o manejo das populações de peixes (Froese & Binohlan 2000), o presente trabalho teve como objetivo estimar os parâmetros de crescimento, bem como coeficientes de mortalidade para *Oligosarcus hepsetus* através de dados de frequência de comprimento no Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar.

Material e Métodos

Os exemplares foram capturados em doze amostras mensais realizadas durante o ano de 2004, no rio Grande, que pertence à bacia do rio Paraíba do Sul e corre no interior do Núcleo Santa Virgínia, no Parque Estadual da Serra do Mar (23° 24' - 23° 17' S e 45° 03' O). O clima da região é tropical temperado, de acordo com a classificação climática de Köeppen (Setzer 1966 *apud* Tabarelli & Mantovani 1999). A precipitação média anual é de 2,180 mm, considerada uma das mais elevadas do estado de São Paulo, sendo dezembro, janeiro e fevereiro os meses mais chuvosos, e junho, julho e agosto, os menos chuvosos (Tabarelli & Mantovani 1999).

Os peixes foram capturados com o uso de seis redes-de-espera (cada unidade com 10 m de comprimento e 1,5 m de altura e malhagens de 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5 e 4,0 cm entre nós adjacentes), peneira e armadilhas do tipo covo, fixados em formalina 10% e conservados em álcool 70% até a realização das análises. Todas as amostragens foram padronizadas quanto as metragens, as malhagens das redes, a quantidade de covos (três) e a quantidade de passagens da peneira. No laboratório, de cada exemplar foram obtidos dados de comprimento total (cm) e sexo (Braga 1990).

Exemplares de *Oligosarcus hepsetus* foram depositados no Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia da Universidade Estadual Paulista (UNESP) em Rio Claro, São Paulo.

Os parâmetros de crescimento foram estimados pelo método ELEFAN I (Eletronic Lengths - Frequency Analysis) e para a sua aplicação utilizou-se o programa FISAT (FAO - ICLARM Stock Assessment Tools) (Gayanilo Junior et al. 1996, Gayanilo Junior & Pauly 1997). Esse programa se fundamenta no deslocamento modal de sequências temporais de amostras de comprimento (Castro et al. 2002), utilizando a versão sazonal da curva de crescimento de Von Bertalanffy (Sparre & Venema 1997), cujo modelo é (Equação 1):

$$L_t = L\infty \times [1 - \exp\{(-K \times (t - t_0) - (CK / 2\pi) \times \text{seno}(2\pi \times (t - t_S))\}] \quad (1)$$

em que:

L_t é o comprimento na idade t, π equivale a 3,14159 e t_S é a época do ano de maior taxa de crescimento, podendo ser calculado através da expressão $t_S = 0,5 + Wp$. Assim, o modelo utilizado considera, além dos parâmetros $L\infty$ (comprimento assintótico) e K (taxa de crescimento), outros dois parâmetros: Wp ("winter point") e C (amplitude de oscilação sazonal). O valor de C está relacionado à diferença de temperaturas superficiais médias da água de inverno e verão, variando conforme a região de estudo; e Wp representa a época do ano em que o crescimento é mais lento, normalmente o período mais frio, sendo uma relação do número de dias até o mês de menor crescimento da espécie com o número de dias do ano (Pauly & Gaschutz 1979, Castro et al. 2002).

A taxa instantânea de mortalidade natural (M) foi estimada utilizando-se os parâmetros: taxa de crescimento (K), comprimento assintótico ($L\infty$) e temperatura média da água em graus centígrados no período, segundo a Equação 2 empírica proposta por Pauly (1980), sendo:

$$\log_{10} M = -0,0066 - 0,279 \times \log_{10} L\infty + \log_{10} k + 0,4634 \times \log_{10} T° \quad (2)$$

Apesar de *Oligosarcus hepsetus* apresentar desova do tipo parcelada, houve um pico reprodutivo (Gomiero et al. 2008), o que tornou possível a identificação de diferentes coortes nas distribuições

de frequência de comprimento, condição essencial para que esse tipo de análise seja conduzida (Sparre & Venema 1997).

Foram registradas, para cada amostragem, medidas de temperatura da água (°C).

Resultados

As distribuições de frequências numéricas de indivíduos por mês, ao longo do período de estudo está na Figura 1.

Foram utilizados dados de comprimento total de 117 indivíduos de *Oligosarcus hepsetus*. Destes exemplares, 44 eram fêmeas, 52 machos e 21 imaturos. O menor indivíduo capturado apresentou 4,2 cm (imaturo) e o maior 22 cm (fêmea) (Figura 2).

As estimativas dos parâmetros de crescimento a partir dos dados de frequência de comprimento foram: K = 0,72/ano e L∞ = 23,3 cm. O estimador da amplitude de oscilação sazonal (C) foi de 0,3, indicando uma diferença de 3 °C entre as temperaturas superficiais médias da água no período. O ponto de inverno (Wp) foi de 0,7 mostrando que a época de menor crescimento ocorreu a partir de agosto. A curva de crescimento e as coortes obtidas para *Oligosarcus hepsetus* através do método ELEFAN I encontram-se na Figura 3. Seis coortes podem se observadas, sendo a primeira formada no mês de abril (coincidindo com o final do período reprodutivo) quando se inicia o primeiro ano de vida.

A taxa instantânea de mortalidade total (Z) foi considerada igual à taxa instantânea de mortalidade natural (M) (Pauly 1998). Considerando a temperatura média da água no período de estudo de 17,9 °C, a taxa instantânea de mortalidade natural foi de 1,25.

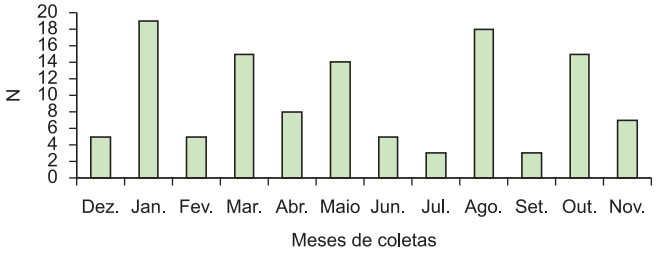


Figura 1. Distribuição de frequência mensal dos exemplares de *Oligosarcus hepsetus* do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brasil, em 2004.

Figure 1. Frequencies distributions monthly for *Oligosarcus hepsetus*, from Parque Estadual da Serra do Mar, Santa Virgínia complex, São Paulo, Brasil, 2004.

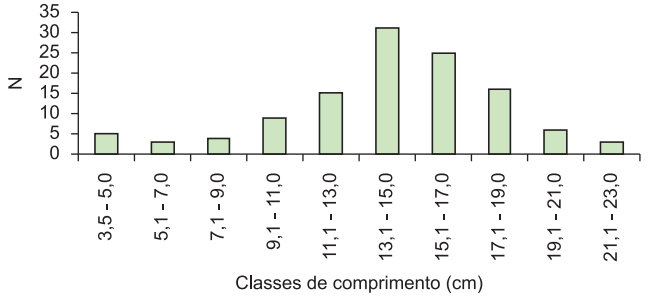


Figura 2. Distribuição de frequência de classes de comprimento total de *Oligosarcus hepsetus* do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brasil, em 2004.

Figure 2. Total length frequencies distributions for *Oligosarcus hepsetus*, from Parque Estadual da Serra do Mar, Santa Virgínia complex, São Paulo, Brasil, 2004.

Discussão

De acordo com Beverton & Holt (1957), L∞ é afetado por fatores como suprimento alimentar e densidade populacional e K é determinado genética e/ou fisiologicamente, sendo, geralmente, inverso ao valor do comprimento assintótico e ao da longevidade. Em peixes tropicais, Pauly (1998) constatou que elevados valores de K e baixos valores de comprimento assintótico são comuns, e atribui a esse fato a combinação de vários fatores, sendo a temperatura o fator mais importante. Por se tratar de uma espécie piscívora (Géry 1977), o rápido crescimento é determinante contra a predação que pode ser iniciada ainda na fase de larvas (Schütz et al. 2008) e para a melhor obtenção de alimento (Gerking 1994).

Oligosarcus hepsetus apresentou alta taxa de crescimento (K = 0,71) e um valor relativamente baixo de comprimento assintótico (L∞ = 23,3). *Oligosarcus jenynsii,* na lagoa do Caconde (RS), apresentou valores mais baixos na taxa de crescimento: K = 0,608 para machos e K = 0,316 para fêmeas; apesar de os machos crescerem mais rápido do que as fêmeas, estas foram mais longevas, atingindo maiores comprimentos assintóticos (L∞ = 25,8 cm para fêmeas e L∞ = 20,4 cm para machos) (Hartz & Barbieri 1995). Na área de estudo, as fêmeas de *O. hepsetus* também atingiram maiores comprimentos do que os machos (Gomiero et al. 2008). Esta característica parece ser comum para as espécies de peixes tropicais devido principalmente à garantia de maior fecundidade (Lowe-McConnell 1999). A estimativa do comprimento assintótico de *O. hepsetus* parece precisa, já que ao utilizar outro método de estimativa, como o proposto por Pauly (1983), um valor muito próximo pode ser encontrado ($L\infty = L_{máx}/0{,}95 = 22/0.95 = 23{,}15$).

Os peixes tropicais tendem a ter, para qualquer tamanho assintótico ou taxa de crescimento, altos valores de mortalidade natural (Pauly 1998). *Oligosarcus hepsetus* apresentou alta mortalidade (1,25), maior do que *Brycon opalinus*, com ocorrência na mesma área, e *Cyphocarax modestus,* no Ribeirão Claro, que apresentaram taxas instantâneas de mortalidade natural próximas a 1,0 (Gomiero et al. 2007, Carmassi et al. 2008). Vazzoler (1996) aponta que o período reprodutivo das espécies piscívoras geralmente antecede o das demais espécies do sistema, provavelmente para que suas larvas já estejam mais desenvolvidas e tenham maior possibilidade de predar as larvas das demais espécies quando estas eclodirem. Por um lado, as desovas precoces garantem o alimento para os juvenis, porém, por outro podem aumentar a mortalidade de ovos e larvas devido às baixas temperaturas e demais condições adversas (Fialho et al. 1998). *Oligosarcus jenynsii*, na lagoa da Custódia (RS) (Fialho et al. 1998)

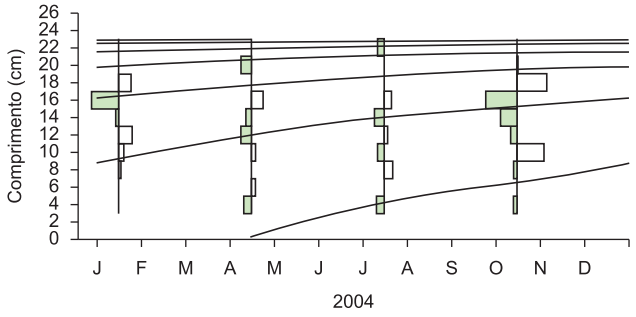


Figura 3. Curva de crescimento de *Oligosarcus hepsetus* reestruturada para frequência de comprimento total, calculada por meio do sistema ELEFAN I (pacote computacional FISAT), do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brasil, em 2004.

Figure 3. Growth curves of *Oligosarcus hepsetus* restructured for frequency of total length, estimated through the ELEFAN I (FISAT software) from Parque Estaudal da Serra do Mar, Santa Virgínia complex, São Paulo, Brasil, 2004.

e *O. hepsetus*, no Núcleo Santa Virgínia (Gomiero et al. 2008) apresentaram período reprodutivo anterior ao das demais espécies, indo de encontro com as informações apresentadas acima. Assim, à alta taxa de mortalidade encontrada pra *O. hepsetus* poder ser explicada, em parte, pela elevada mortalidade nas fases iniciais de desenvolvimento. Por outro lado, a presença de potenciais predadores no sistema e até mesmo a ocorrência de canibalismo também podem contribuir para um aumento na taxa de mortalidade, embora nenhuma evidência tenha sido observada.

A época de menor crescimento se deu a partir de agosto, período com a mais baixa temperatura na região, registrada junto à Estação Metereológica do Núcleo Santa Virgínia (Souza 2009), o que indica que a redução do crescimento de *O. hepsetus* está relacionada com o decréscimo da temperatura. Além disso, a época de menor crescimento coincidiu com o início do período reprodutivo (Gomiero et al. 2008) e a menor intensidade da atividade alimentar (Botelho et al. 2007), assim, a energia armazenada investida no crescimento somático passa a ser direcionada para a maturação dos gametas. Nunes & Hartz (2006) verificaram que outras duas espécies de *Oligosarcus* (*O. jenynsii* e *O. robustus*) deixaram de alocar energia para o fígado durante o período reprodutivo.

O aspecto polimodal da distribuição de frequência de comprimento, com a presença de seis coortes, é compatível com a informação de tratar-se de uma população bem estabelecida no ambiente (Cunha et al. 2007). O recrutamento, que é a entrada de novos indivíduos na população, ocorre entre abril, maio e outubro, coincidindo com o fim do período reprodutivo da espécie (Gomiero et al. 2008). Nunes et al. (2004) também encontraram coincidência entre o recrutamento e o final da estação de desova para *O. jenynsii* e *O. robustus*.

O crescimento e a mortalidade de *Oligosarcus hepsetus* corroboram as características de uma espécie predadora com longo período reprodutivo, desova parcelada sem cuidado com a prole e que vive em um rio típico de Mata Atlântica.

Agradecimentos

À FAPESP (03/05696-1) pela bolsa de pós-doutorado, à Cotec (40.673/03) e ao IBAMA (055/2003).

Referências bibliográficas

AMBRÓSIO, A.M., GOMES, L.C. & AGOSTINHO, A.A. 2003. Age and growth of *Hypophthalmus edentatus* (Spix), (Siluriformes, Hypophthalmidae) in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. Rev. Bras. Zool. 20(2):183-190.

AMBRÓSIO, A.M. & HAYASHI, C. 1997. Idade e crescimento de *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yepes, 1948), (Characiformes, Curimatidae) da planície de inundação do alto Rio Paraná, Brasil. Rev. Bras. Biol. 57(4):687-698.

ARAÚJO, F.G., ANDRADE, C.C., SANTOS, R.N., SANTOS, A.F.G.N. & SANTOS, L.N. 2005. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a brazilian reservoir. Rev. Bras. Zool. 65(1):1-8.

BARBIERI, G., SALLES, F.A. & CESTAROLLI, M.A. 2001. Growth and first sexual maturation size of *Salminus maxillosus* Valenciennes, 1849 (Characiformes, Characidae) in Mogi Guaçu River, State of São Paulo, Brazil. Acta. Sci. Biol. Sci. 23(2):453-459.

BASSON, M., ROSENBERG, A.A. & BEDDINGTON, J.R. 1988. The accuracy and reliability of two new methods for estimating growth parameters from length-frequency data. J. Cons. Int. Explor. Mer. 44:277-285.

BEVERTON, R.J.H. & HOLT, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Invest. 2(19):1-533.

BOTELHO, M.L.L.A., GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. 2007. Feeding of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) in the Serra do Mar State Park - Santa Virgínia Unit, São Paulo, Brazil. Braz. J. Biol. 67(4):741-748. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400022

BRAGA, F.M.S. 1990. Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, Estado do Maranhão e Tocantins, Brasil. Rev. Bras. Biol. 50(3):547-558.

BRAGA, F.M.S., SOUZA, U.P. & CARMASSI, A.L. 2007. Dinâmica populacional de *Characidium lauroi* e *C. alipioi* (Teleostei, Crenuchidae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental (SP). Acta. Sci. Biol. Sci. 29(3):281-287.

CAPISTRANO-SANTANA, A., ALMEIDA, R.S., ÁVILA, R.W. & CATELLA, A.C. 2004. Estimativa dos parâmetros de crescimento de *Roeboides paranensis*: diferentes respostas para uma mesma pergunta. In IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Corumbá.

CARMASSI, A.L., SILVA, A.T., RONDINELI, G.R. & BRAGA, F.M.S. 2008. Biologia populacional de *Cyphocarax modestus* (Osteichthyes, Curimatidae) no córrego Ribeirão Claro, município de Rio Claro (SP). Biota Neotrop. 8(1):110-114.

CASTRO, P.M.G., CERGOLE, M.C., CARNEIRO, M.H., MUCINHATO, C.M.D. & SERVO, G.J.M. 2002. Crescimento, mortalidade e taxa de explotação do goete, *Cynoscion jamaicensis* (Perciformes: Sciaenidae), na região sudeste/sul do Brasil. B. Inst. Pesca. 28(2):141-153.

CUNHA, N.L., CATELLA, A.C. & KINAS, M.A. 2007. Growth parameters estimates for a small fish of the Pantanal, Brazil: *Moenkhausia dichroura* (Characiformes; Characidae). Braz. J. Biol. 67(2):293-297. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000200014

FEITOZA, L.A., OKADA, E.K. & AMBRÓSIO, A.M. 2004. Idade e crescimento de *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1833) (Siluriformes, Doradidae) no reservatório de Itaipu, Estado do Paraná, Brasil. Acta. Sci. Biol. Sci. 26(1):47-53.

FIALHO, C.B., SCHIFINO, L.C. & VERANI, J.R. 1998. Biologia reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* (Günther) (Characiformes, Characidae) da lagoa das Custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 15(3):775-782. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751998000300020

FROESE, R. & BINOHLAN, C. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit frequency data. J. Fish Biol. 56:758-773. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb00870.x

GAYANILO JUNIOR, F.C., SPARRE, P. & PAULY, D. 1996. The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT) User´s guide. FAO Comput. Inf. Ser. Fish. 6:1-186.

GAYANILO JUNIOR., F.C. & PAULY, D. 1997. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT) Reference Manual. FAO Comput. Inf. Ser. Fish. 8:1-262.

GERKING, S.D. 1994. Feeding ecology of fishes. Academic Press.

GÉRY, J. 1977. Characoids of the world. T.F.H. Publ., Neptune City, USA.

GOMIERO, L.M., CARMASSI, A.L. & BRAGA, F.M.S. 2007. Crescimento e mortalidade de *Brycon opalinus* (Characiformes, Characidae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Mata Atlântica, Estado de São Paulo. Biota Neotrop. 7(1):22-26. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000100027

GOMIERO, L.M., GARUANA, L. & BRAGA, F.M.S. 2008. Reproduction of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiforms) in the Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. Braz. J. Biol. 68(1):187-192.

HARTZ, S.M. & BARBIERI, G. 1995. Crescimento do peixe-cachorro *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864) na lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Chatacidae). B. Inst. Pesca. 22(2):33-40.

HARTZ, S.M., MARTINS, A. & BARBIERI, G. 1996. Dinâmica da alimentação e dieta de *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864) na lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Characidae). B. Inst. Pesca. 23:21-29.

HARTZ, S.M., VILELLA, F.S. & BARBIERI, G. 1997. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in Lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Biol. 57(2):295-303.

HERMES-SILVA, S., MEURER, S. & ZANIBONI-FILHO, E. 2004. Biologia alimentar e reprodutiva do peixe-cachorro (*Oligosarcus jenynsii* Günther, 1864) na região do alto rio Uruguai - Brasil. Acta. Sci. Biol. Sci. 26(2):175-179.

LIZAMA, M.A.P. & AMBRÓSIO, A.M. 2003. Crescimento, recrutamento e mortalidade do pequi *Moenkhausia intermedia* (Osteichthyes, Characidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Acta Sci. Biol. Sci. 25(2):329-333.

LIZAMA, M.A.P. & VAZZOLER, A.E.A.M. 1993. Crescimento em peixes do Brasil: uma síntese comentada. Rev. UNIMAR. 15(Sup.):141-173.

LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & P. Cunnighan, trad.). Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo.

NEVES, C.A., ANDRADE, D.R., MATTA, S.L.P., VIDAL, M.V. & SANTOS, A.A. 1995. Cytochemical analysis of polysaccharides from the cortical alveoli of the oocytes of the lambari-bocarra (*Oligosarcus argenteus* Günther, 1864) (Pisces, Characidae). Rev. Bras. Biol. 55(4):693-696.

NUNES, D.M. & HARTZ, S.M. 2006. Feeding dynamics and ecomorphology of *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in the Lagoa Fortaleza, southern Brazil. Braz. J. Biol. 66(1A):121-132.

NUNES, D.M., PELLANDA, M. & HARTZ, S.M. 2004. Dinâmica reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* e *O. robustus* (Characiformes, Characidae) na Lagoa Fortaleza, Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia Sér. Zool. 94(1):5-11. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000100016

PAULY, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and environmental temperature in 175 fish stocks. ICES. 39(2):175-192.

PAULY, D. 1998. Tropical fishes: patterns and propensities. J. Fish Biol. 53:1-17.

PAULY, D. & GASCHUTZ, G. 1979. A simple method for fitting oscillating length growth data, with a program for pocket calculator. International Council for the Exploration of the Sea. Council Meeting 1979/G. Demersal Fish Committee.

PENHA, J.M.F., MATEUS, L.A.F. & BARBIERI, G. 2004. Age and growth of the duckbill catfish (*Sorubim* cf. *lima*) in the Pantanal. Braz. J. Biol. 64(1):125-134. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000100014

PENNA, M.A.H., VILLACORTA-CORRÊA, M.A., WALTER, T. & PETRERE-JR., M. 2005. Growth of the Tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier) (Characiformes: Characidae): Which is the best model? Braz. J. Biol. 65(1):129-139.

RIBEIRO, A.C. 2007. Filogenia e biogeografia do gênero *Oligosarcus* Günther, 1864 (Ostariophysi; Characidae). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

RICKER, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board. Can. 191:1-382.

SANTOS, R.N., ANDRADE, C.C., SANTOS, A.F.G.N., SANTOS, L.N. & ARAÚJO, F.G. 2005. Hystological analysis of ovarian development of the Characiform *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) in a brazilian reservoir. Braz. J. Biol. 65(1):169-177. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842005000100020

SANTOS, R.N., ANDRADE, C.C., SANTOS, L.N., SANTOS, A.F.G.N. & ARAÚJO, F.G. 2006. Testicular maturation of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier) (Actinopterygii, Characidae) in a brazilian tropical reservoir. Braz. J. Biol. 66(1A):143-150. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000100018

SCHULZ, U.H. & LEAL, M.E. 2005. Growth and mortality of Black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacepède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. Braz. J. Biol. 65(2):363-369.

SCHÜTZ, J.H., WEINGARTNER, M., ZANIBONI-FILHO, E. & NUÑER, A.P.O. 2008. Crescimento e sobrevivência de larvas de suruvi *Steindachneridion scriptum* nos primeiros dias de vida: influência de diferentes alimentos e fotoperíodos. B. Inst. Pesca 34(3):443-451. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842005000200021

SOUZA, U.P. 2009. Biologia e ciclo de vida de *Astyanax* cf. *scabripinnis paranae* Eigenmann, 1914 (Characidae, Tetragonopterinae), no Ribeirão Grande, Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

SPARRE, P. & VENEMA, S.C. 1997. Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais. Parte 1: Manual. FAO, Roma.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. Rev. Brasil. Biol. 59(2):251-261.

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e Prática. Nupelia, Eduem, Maringá.

Recebido em 30/07/2009
Versão reformulada recebida em 13/02/2011
Publicado em 11/04/2011

Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia

Bruno Minoru Tsuji-Nishikido[1,2] & Marcelo Menin[1,2,3]

[1]Programa de Pós-graduação em Diversidade Biológica, Departamento de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas – UFAM, Av. General Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3000, CEP 69077-000, Manaus, AM, Brazil
[2]Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica – INCT – CENBAM, Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq
[3]Corresponding author: Marcelo Menin, e-mail: menin@ufam.edu.br

TSUJI-NISHIKIDO, B.M. & MENIN, M. **Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn01411022011.

Abstract: This study aimed to evaluate how environmental variables (width of valley, stream size, forest edge distance, and leaf-litter depth) affect the abundance and richness of species of frog species in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia. The study was conducted at the campus of the Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Brazil, between May 2008 and April 2009, when three nocturnal and diurnal samples were taken from ten plots. A total of 17 species belonging to seven families were registered. The number of species recorded per plot varied from seven to 14. We detected a relationship between the edge distance and richness: the plots with lower richness were located near the fragment border. The variables had no significant effect on abundance of each species.
Keywords*: abundance, Anura, edge effects, diversity, environmental variables.*

TSUJI-NISHIKIDO, B.M. & MENIN, M. **Distribuição de anuros em áreas ripárias de um fragmento florestal urbano na Amazônia Central**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn01411022011.

Resumo: O objetivo do presente estudo foi avaliar os efeitos de variáveis ambientais (largura do baixio, tamanho do corpo d'água, profundidade da liteira e distância da borda) sobre a abundância e riqueza de espécies de anuros em áreas ripárias de um fragmento florestal urbano na Amazônia Central. O estudo foi realizado no campus da Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Brasil, entre maio de 2008 e abril de 2009, onde três amostragens diurnas e três noturnas foram realizadas em dez parcelas permanentes. Foram encontradas 17 espécies pertencentes a sete famílias. O número de espécies registrado por parcela variou de sete a 14. Foi detectado um efeito significativo da distância da borda sobre a riqueza de espécies, onde um menor número de espécies foi registrado em parcelas localizadas próximas às bordas do fragmento. As variáveis analisadas não apresentaram efeitos sobre a abundância de cada espécie.
Palavras-chave: *abundância, Anura, efeito de borda, riqueza, variáveis ambientais.*

Introduction

Riparian areas are environments that can provide shelter for many species from different taxonomic groups (Sabo et al. 2005). For most amphibians, riparian areas are important due to the presence of breeding sites – streams and temporary ponds located near streams –, and the availability of these breeding sites can be the main factor related to species distribution (Zimmerman & Bierregaard 1986). Studies with anurans in riparian areas in Australia, Borneo, and Brazil indicate that the size of the water body and the understory vegetation can be related to the composition of species (Parris & McCarthy 1999, Eterovick 2003, Keller et al. 2009). For other studies made in Central Amazonia, the soil pH, slope and clay proportion were related to the abundance of species that have aquatic reproduction; this species are distributed near water bodies (Menin 2005, Rojas-Ahumada & Menin 2010). However, species with terrestrial reproduction, which have broad distribution in the environmental gradient, showed a relationship with edaphic variables (Menin et al. 2007).

The formation of small forest fragments in urban landscapes affects the ecology and conservation of many species, including amphibians (Cushman 2006, Hamer & McDonell 2008). The IUCN Red List of Threatened Species (2010) shows that 32% of amphibian species are known to be threatened or extinct, while the percentage of bird and mammal species is 12 and 20%, respectively (Baillie et al. 2004). The most worrisome fact is that the value given for amphibians could be underestimated due to lack of data, representing 25% for this biological group (Vié et al. 2008), and the Amazon rainforest is one of the environments where little is known about this group. Amphibians generally have strong endemism and are therefore sensitive to environmental changes. Due to this reason, habitat loss by anthropogenic activities results in the local extinction of species associated to primary forest (Tocher 1998).

Anthropogenic activities that cause fragmentation processes change the environment on the edges of the forest fragment, and can also cause alterations of some ecological factors, consequently affecting the biodiversity (Laurance & Vasconcelos 2009). Relatively few studies have examined edge effects in amphibian assemblages, despite the expectation that these organisms may be more vulnerable to desiccation in drier environments near edges (Lehtinen et al. 2003). According to Gardner et al. (2007), there is no strong support for the importance of edge effects for amphibians, with a number of studies finding different responses. Studies concerning edge effects on anuran assemblages in different tropical forests indicate reduction in abundance of some species or absence of effects (Gascon 1993, Pearman 1997, Marsh & Pearman 1997, Schlaepfer & Gavin 2001, Toral et al. 2002, Dixo & Martins 2008). Many ecological processes, for example, colonization rate, dispersion and breeding success, depend on the environment around the fragment (Gascon et al. 1999, Laurance & Vasconcelos 2009). Moreover, the fragmentation process reduces genetic diversity even to species with relatively high dispersal abilities, leading to local extinctions (Dixo et al. 2009).

In order to evaluate the distribution and abundance of anurans in riparian areas at an urban fragment we determined: 1) the composition of diurnal and nocturnal anuran species; and 2) the effects of abiotic and biotic variables on the richness and abundance of each species.

Material and Methods

1. Study area

The study was conducted at the campus of the Universidade Federal do Amazonas – campus UFAM (03º 04' 34" S and 59º 57' 30" W), municipality of Manaus, Amazonas, Brazil (Figure 1), and it is part of the Biodiversity Research Programme (Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBio: http://ppbio.inpa.gov.br). The forest fragment of the campus has an area of about 600 ha of terra-firme forest (a not seasonally flooded forest), secondary forest, campinarana sites (a low, relatively light forest with thin-stemmed trees 10-20 m height) and deforested areas (Borges & Guilherme 2000, Nery et al. 2004). The area has ten first order streams and two second order streams – following Strahler's modification of Horton's scale (Petts 1994). The rainy season extends from November to May, with a dry season between June and October (Marques Filho et al. 1981). The fragment isolation process began in 1971 when immigrants started a massive occupation of the area due to the attractive employment perspective of the emerging Manaus free-zone industrial district. The total isolation of the fragment occurred about 20 years ago.

2. Data collection

Three diurnal and nocturnal sampling events were carried out throughout one year (May-July of 2008, November-December of 2008 and March-April of 2009). Data were collected at ten plots located near streams of terra-firme forest (Figure 1; more information is available from http://ppbio.inpa.gov.br).

Diurnal surveys lasted about 2 hours per plot and were conducted between 8:00 AM and 4:00 PM by two people walking along a 250 × 1 m (0.025 ha) plot. Observers visually scanned and carefully turned over the leaf litter, detecting individuals by visual encounter (Menin et al. 2007, 2008), and only the individuals located within the plot were recorded. If some calling male was visualized inside the plots, it was counted.

Nocturnal surveys were performed using standardized sampling methods: visual sampling (visual encounter surveys, with the use of a headlight) and auditory survey, simultaneously (Crump & Scott 1994, Zimmerman 1994, Menin et al. 2007, 2008). Each plot was covered by two people walking side by side for about an hour. The samplings were conducted between 6:30 PM and 10:00 PM. After every 5 m, the observers stopped and registered the number of individuals of each species in vocalization activity. At the same time, they searched visually in the leaf litter and vegetation to a height of about 2 m. All frog sightings and/or all calls heard at a distance of approximately 20 m on either side of the 250 m long centreline were counted, totalling about 1ha plot. All sampling was carried out by the same persons (senior author and field assistant).

The stream size, the depth of the leaf litter layer (recorded in each sampling period), and the width of the valley were recorded by measurements taken every 50 m along the plot trail. For valley width we considered the lowland areas around streams subject to flooding. The size of the stream was determined by measuring the width of the stream, depth of the stream (obtained with measuring tape) and the length of the plot (250 m), which were multiplied. The depth of the leaf litter layer was recorded with a graduated stick (cm) and the mean litter depth was used for each plot in analyses. The distance of the plot to the nearest fragment edge was measured on a map of the campus.

The stream width varied from 1.22 to 6.62 m. The stream depth varied from 0.04 to 0.32 m. The valley width varied from 9.90 to 36.67 m. The leaf litter depth varied from 2.83 to 6.33 cm. The forest edge distance varied from 187 to 972 m (Table 1).

3. Data analyses

Leptodactylus aff. *andreae*, a crepuscular species, *Dendrophryniscus minutus*, a diurnal species and *Pristimantis fenestratus*, species with diurnal (juvenile) and nocturnal (adults) habits were registered both during the diurnal and the nocturnal sampling. The abundance of the first two species was higher in the diurnal sampling and only the diurnal sampling was therefore

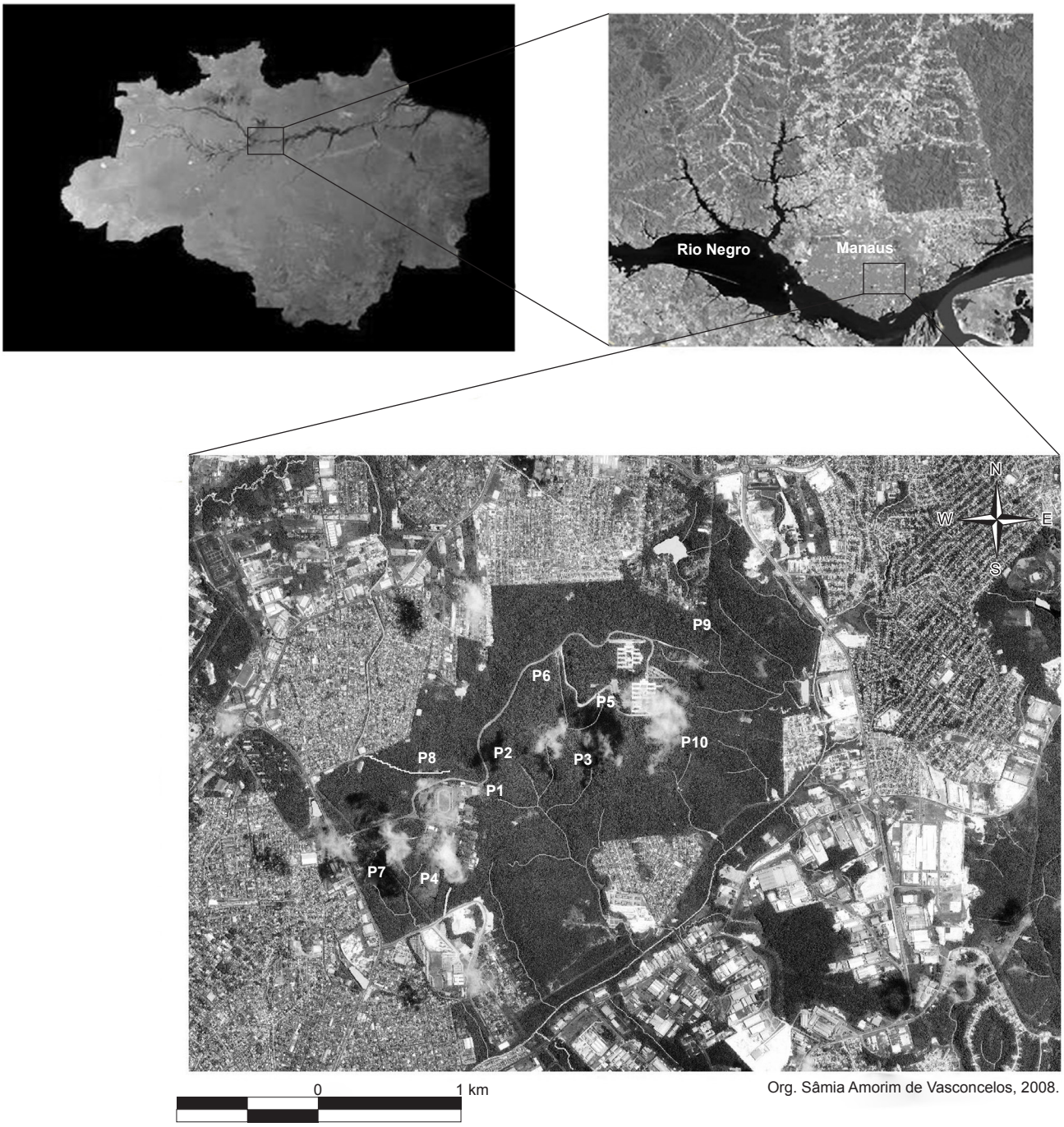


Figure 1. Geographical location of the study area, campus of the Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas State, Brazil. Irregular lines represent streams inside the fragment. Abbreviations (P1 to P10) represent the identification number of each plot. (modified at http://earth.google.com).

considered in the analyses. For *P. fenestratus* we considered only the nocturnal sampling.

We tested for spatial auto-correlation of independent variables with Mantel tests, using the R environment for statistical computing (R Development Core Team 2009). We calculated association matrices of independent variables as the difference in the value of the variable between plots. We used the Euclidean Distance coefficient to calculate the geographic distance matrix.

The effects of the independent variables (stream size, depth of leaf litter layer, forest edge distance) on the abundance of each species (data on abundance of each species is available from http://ppbio.inpa.gov.br/Eng/inventarios/campus/anuros) and on the number of species in each plot were determined using linear multiple regression (regression model: Species Abundance or Number of Species = a + Stream size + Leaf Litter Depth + Edge Distance). For the regressions, only species found in at least in 80% of the plots were considered. The colinearity between environmental variables used in the regression model was assessed by the Pearson's correlation matrix, which demonstrate that valley width was collinear to forest edge distance (Pearson correlation r = 0.50), and then removed from the analysis. For species from the family Hylidae, we did not use the variable leaf litter depth in the regression model. The value of abundance

considered in this analyses was the higher abundance recorded for each species in three samples in each plot, with values standardized in Log (x+1) before analyses to reduce the effect of extreme values. The stream size measures were not normally distributed and log transformed prior to analysis. The number of species was determined considering the three samples. All analyses and tests were performed with the software MYSTAT 12.0.

Results

1. Species composition

In the ten plots, a total of 17 species of anurans were recorded belonging to seven families (Tables 2 and 3), using all sampling methods and periods. Fifteen species belonging to six families were recorded in nocturnal samples (Table 2). The species

Table 1. Values of environmental variables to each plot, recorded by measurements taken every 50 m along the plot trail (stream width and depth, valley width, leaf litter depth) or on a map (forest edge distance), campus UFAM, Manaus, Amazonas, Brazil.

Plot	Stream width (m)	Stream depth (m)	Valley width (m)	Leaf litter depth (cm)	Forest edge distance (m)
1	2.38	0.23	11.92	5.33	594
2	3.05	0.19	13.97	5.67	471
3	6.15	0.19	10.21	4.33	353
4	1.22	0.16	11.82	6.33	300
5	1.41	0.15	13.00	3.87	972
6	2.23	0.08	18.33	3.45	664
7	3.40	0.08	36.67	3.38	187
8	2.45	0.09	10.33	3.83	250
9	6.60	0.04	10.43	4.00	663
10	6.62	0.32	9.90	2.83	537

Table 2. Number of plots and number of individuals per species of anurans found by two sampling methods conducted in nocturnal periods, campus UFAM, Manaus, Amazonas, Brazil.

Family/species	Number of plots	May–Jul 2008		Nov–Dec 2008		Mar–Apr 2009	
		visual	auditory	visual	auditory	visual	auditory
Bufonidae							
Dendrophryniscus minutus (Melin, 1941)	1	0	1	0	0	0	0
Centronelidae							
Vitreorana oyampiensis (Lescure, 1975)	6	0	1	0	14	0	2
Hylidae							
Hypsiboas cineracens (Spix, 1824)	10	10	180	3	194	2	198
Hypsiboas lanciformis Cope, 1871	9	10	13	2	13	3	25
Osteocephalus oophagus Jungfer and Schiesari, 1995	10	14	42	10	77	1	54
Osteocephalus taurinus Steindachner, 1862	7	4	0	3	1	1	3
Phyllomedusa bicolor (Boddaert, 1772)	2	2	0	0	4	0	1
Scinax boesemani (Goin, 1966)	1	0	1	0	0	0	2
Scinax garbei (Miranda-Ribeiro, 1926)	1	1	0	0	0	0	0
Leptodactylidae							
Leptodactylus aff. *andreae* Müller, 1923	9	0	0	2	43	0	0
Leptodactylus pentadactylus (Laurenti, 1768)	10	8	0	10	0	15	0
Leptodactylus petersii (Steindachner, 1864)	7	4	12	5	1	0	10
Microhylidae							
Synapturanus mirandaribeiroi (Nelson & Lescure, 1975)	4	0	1	0	35	0	0
Strabomantidae							
Pristimantis fenestratus (Steindachner, 1864)	10	1	41	0	60	2	23
Pristimantis zimmermanae (Heyer & Hardy, 1991)	10	1	27	0	50	0	13
Number of species	-	10	9	7	11	6	10
Total number of species	-	14		13		11	
Number of individuals	-	55	319	35	492	24	331
Total number of individuals	-	374		527		355	

Table 3. Number of plots where each species of anuran was recorded and number of individuals in each diurnal sample, campus UFAM, Manaus, Amazonas, Brazil.

Family/species	Number of plots	May–Jul 2008	Nov–Dec 2008	Mar–Apr 2009
Aromobatidae				
Allobates sp.	5	13	0	5
Anomaloglossus stepheni (Martins, 1989)	5	7	6	9
Bufonidae				
Dendrophryniscus minutus	10	102	39	49
Leptodactylidae				
Leptodactylus aff. *andreae*	10	219	136	166
Strabomantidae				
Pristimantis fenestratus	8	3	13	5
Number of species	-	5	4	5
Number of individuals	-	344	194	234

D. minutus, *Vitreorana oyampiensis*, *Scinax boesemani*, and *Synapturanu mirandaribeiroi* were recorded only in auditory samples, while the species *Scinax garbei* and *Leptodactylus pentadactylus* were recorded only in visual samples (Table 2). *Hypsiboas cineracens* was the most abundant species, representing 46.7% of all the recorded individuals, followed by *Osteocephalus oophagus* (15.7%) and *Pristimantis fenestratus* (10.0%). The higher number of species was recorded in the first sampling period and the higher number of individuals was detected in the second sampling period.

Five species belonging to four families were recorded during the diurnal sampling (Table 3). The most abundant species was *Leptodactylus* aff. *andreae*, representing 67.5% of all recorded individuals, followed by *D. minutus* (24.6%). A higher number of individuals and species were recorded in the first and third sampling periods (May-July 2008 and March-April 2009).

2. Spatial auto-correlation

There was no correlation between the geographical distances among plots and the variables stream size, valley width or forest edge distance (Mantel tests: P = 0.10, P = 0.76 and P = 0.99, respectively). There was a significant correlation between the geographical distances between plots and leaf litter depth ($r^2 = 0.42$, P = 0.02).

3. Effects of environmental variables on richness and abundance

The number of species recorded per plot ranged from 7 to 14. The plots with lower richness were located near the fragment border. The model explained about 53% of the variation in the species richness (Species richness = 5.643 + 0.572 stream size + 0.006 forest edge distance + 0.054 leaf litter depth; $R^2 = 0.528$; $F_{(3,6)} = 2.233$; P = 0.185). The richness was related positively to the forest edge distance (t = 2.486; P = 0.047), which the streams nearest to border of the fragment has a lower number of species (Figure 2).

The abundance of each species was not related to any of the variables (Table 4).

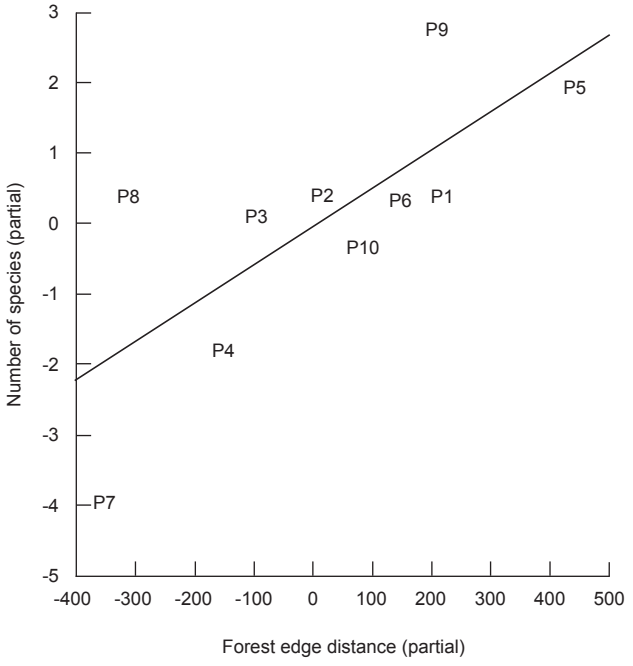


Figure 2. Partial regression for statistically significant effect of predictor variable on number of species of frogs at the campus of the Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas State, Brazil.

Discussion

In the present study, the distance to forest edge was related to species richness, but not to the abundance of each species. The relationship found in this study suggests that edge effects are acting on species richness. This response of anurans was expected since these organisms are considered sensitive to environmental changes due to a complex of morphological and physiological features (Lehtinen et al. 2003). Edge effects determine biotic and abiotic changes, such as fluctuations in temperature, increase of wind and solar radiation, and decrease of humidity, which could in turn affect the organism optimum (Camargo & Kapos 1995). In spite of the anurans are considered sensitive to environmental changes (Cushman 2006), the studies concerning edge effects on anuran assemblages showed contradictory results (Gardner et al. 2007) and variation in space and time (Lehtinen et al. 2003). For species of *Pristimantis* (Strabomantidae), the studies indicate reduction in abundance of some species on the border of a fragment or absence of effects (Pearman 1997, Schlaepfer & Gavin 2001). For leaf litter frogs in forest fragments of Brazilian Atlantic forest, no effects were detected (Dixo & Martins 2008). Similarly, absence of responses was detected to terrestrial frogs in a cloud forest and in an Andean montane forest, both in Ecuador (Marsh & Pearman 1997, Toral et al. 2002). However,

Table 4. Results of multiple regressions between the abundance of seven anuran species and the environmental variables, campus UFAM, Manaus, Amazonas, Brazil.

Species	Constant	Stream size	Forest edge distance	Leaf litter depth	R^2	F	P
Dendrophryniscus minutus	0.176	0.515	-0.001	0.032	0.340	1.029	0.444
Hypsiboas cineracens	2.849	0.123	0.0001	-	0.338	1.785	0.236
Osteocephalus ooophagus	1.911	0.001	0.001	-	0.196	0.852	0.466
Leptodactylus aff. *andreae*	1.432	0.381	0.002	-0.264	0.674	4.132	0.066
Leptodactylus pentadactylus	1.818	-0.208	0.0001	-0.003	0.313	0.909	0.490
Pristimantis fenestratus	3.727	-0.201	-0.001	-0.106	0.184	0.452	0.725
Pristimantis zimmermanae	-1.959	0.681	0.001	-0.045	0.406	1.369	0.339

in a study conducted at Madagascar, all amphibian species were edge-avoiders in dry season but different patterns were observed in wet season: one species remained edge-avoider and all other species showed no significant response to edge proximity (Lehtinen et al. 2003). According to Schlaepfer & Gavin (2001), diurnal amphibians may be particularly vulnerable to edge effects because the abiotic conditions (sunny, dry) during the day are unfavourable to the physiological needs of amphibians. These results also suggest that frogs do not respond uniformly to edges because there are many effects involved and each species will interact with these factors in a different manner (Gascon 1993, Schlaepfer & Gavin 2001). In contrast to observed by Gascon (1993), Schlaepfer & Gavin (2001), and Lehtinen et al. (2003), which found that responses to edges are less obvious during wet periods, our study is the first to indicate an edge effect during wet season.

No significant relationships were found between abundance of the most common species and the environmental variables measured. The abundance of terrestrial anuran species was not influenced by depth of the leaf litter layer in several studies carried out in Central Amazonia (Allmon 1991, Menin 2005, Menin et al. 2007). On the other hand, relationships were found between the depth and/or the volume of litter in many studies with communities or species of anurans in Costa Rica forests – Central America (Lieberman 1986), Brazil – Central Amazonia (Tocher et al. 1997), Uganda – Africa (Vonesh 2001) and Brazil – Southeast region (Van Sluys et al. 2007). According to Menin et al. (2007), the contradictory relationships of anuran communities and the leaf litter layer can be related to different methods quantifying litter characteristics (volume, depth, or drymass) in these studies. In addition, the litter quality may vary with topography and/or seasonally, because the litter decomposes faster in the rainy season, often resulting in a shallower litter layer (Luizão & Schubart 1986). In Australia and Borneo, studies showed a relationship between stream size and number or composition of species (Parris & McCarthy 1999, Keller et al. 2009), suggesting that the water duration and water body size may have an influence on the richness of frog species. However, this variable was not found to influence communities in Brazil (Eterovick 2003). The absence of relationships in our study can be explained to small variation among the size of studied water bodies.

Currently, 30 species of anurans have been found in the campus UFAM (Cordeiro & Sanaiotti 2003), of which 21 were found preferentially inside the forest. Seventeen of these species were found in this study. *Hypsiboas lanciformis*, a species common to open areas and forest borders (Lima et al. 2006, Menin et al. 2008), was found in nine of the 10 plots. In the nocturnal sampling, the highest abundance was recorded in the second sampling period, and the lowest number of individuals was recorded in the third sampling period, corresponding to the beginning and middle of the rainy season, agreeing with data obtained by Menin et al. (2008) to a primary forest near to Manaus, Brazil. The pattern found for diurnal samplings is also similar to that found by Menin et al. (2008), for which the number of species was approximately the same throughout the rainy season.

Some commons species found in other areas near to Manaus (e.g. *Rhinella proboscidea* (Spix, 1824) – Bufonidae, *Synapturanus* cf. *salseri* Pyburn, 1975 – Microhylidae; Tocher 1998, Menin et al. 2007, 2008, Rojas-Ahumada & Menin 2010) were not found in our study. In addition, the treefrogs *Phyllomedusa tarsius* (Cope, 1868), *P. tomopterna* (Cope, 1868), *P. vaillantii* Boulenger, 1882 which reproduces in isolated forest ponds (Rodrigues et al. 2010) and *Trachycephalus resinifictrix* which reproduces in small water bodies in tree holes (Schiesari et al. 2003) also were not reported. Despite the absence of sampling design that supports comparisons among forest fragments, some speculative hypotheses are suggested as a stimulus for future studies: 1) the lower number of species was occasioned by the size of the fragment – species-area relationships (MacArthur & Wilson 1967); 2) some species must be sensitive to environmental changes (Neckel-Oliveira & Gascon 2006, Bickford et al. 2010) and so, did not occur at the campus due to alterations caused in the region; 3) the absence of connection with continuous forest, preventing recolonization by species that were locally extinct (Cushman 2006) affecting the interspecific interactions and the coexistence of species (Leibold et al. 2004); or 4) the synergism between these hypotheses. In addition, other factors such as human activities on the borders may be generating deeper effects at the campus UFAM, because on these sites, there has been an accumulation of waste left by people living around the fragment and the streams near the border are now being used for recreation.

In summary, this study showed that the edge effect is acting on richness of anurans species at the studied urban fragment.

Acknowledgements

Marcelo M. Lima for fieldwork assistance; Anne d'Heursel for reviewing the English; Aída I. R. Repolho for assistance in statistical analyses; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) for collection permits (# 11323-1), and Ministério da Ciência e Tecnologia/Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (# 470375/2006-0, CT-Hidro 555268/2006-3) for financial support. This study was supported by undergraduate fellowship from CNPq to BMTN and fellowship to MM (# 302374/2008-6). The campus UFAM is part of the Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) of the Brazilian Ministry of Science and Technology (MCT). This is contribution 22 of the Projeto Igarapés.

References

ALLMON, W.D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, central Amazon, Brazil. J. Trop. Ecol. 7:503-522. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400005885

BAILLIE, J.E.M., HILTON-TAYLOR, C. & STUART, S.N. 2004. 2004 IUCN Red List of threatened species. A global species assessment. IUCN publications Services, Gland, Switzerland and Cambridge.

BICKFORD, D., NG, T.H., QIE, L., KUDAVIDANAGE, E.P. & BRADSHAW, C.J.A. 2010. Forest fragment and breeding habitat characteristics explain frog diversity and abundance in Singapore. Biotropica 42(1):119-125. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00542.x

BORGES, S.H. & GUILHERME, E. 2000. Comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. Ararajuba 8(1):17-23.

CAMARGO, J.L.C. & KAPOS, V. 1995. Complex edge effects in soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. J. Trop. Ecol. 11:205-221. http://dx.doi.org/10.1017/S026646740000866X

CORDEIRO, A.C. & SANAIOTTI, M.T. 2003. Conhecendo os anfíbios de fragmentos florestais em Manaus: um roteiro prático. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

CRUMP, M.L. & SCOTT JUNIOR, N.J. 1994. Visual encounter surveys. In Measuring and monitoring biological diversity: standart methods for amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.84-92.

CUSHMAN, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. Biol. Conserv. 128(2):231-240. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031

DIXO, M. & MARTINS, M. 2008. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest framentation in Brazilian Atlantic forest? J. Trop. Ecol. 24(5):551-554. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467408005282

DIXO, M., METZGER, J.P., MORGANTE, J.S. & ZAMUDIO, K.R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. Biol. Cons. 142:1560-1569. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.016

ETEROVICK, P.C. 2003. Distribution of anuran species among montane streams in south-eastern Brazil. J. Trop. Ecol. 19(3):219-228. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467403003250

GARDNER, T.A., BARLOW, J. & PERES, C.A. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians e reptiles. Biol. Conserv. 138:166-179. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.017

GASCON, C. 1993. Breeding-habitat use by Five Amazonian frogs at foest edge. Biodivers Conserv. 2:438-444. http://dx.doi.org/10.1007/BF00114045

GASCON, C., LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD JUNIOR, R.O., MALCOLM, J.R., STOUFFER, P.C., VASCONCELOS, H.L., LAURANCE, W.F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. Biol. Conserv. 91:223-229. http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00080-4

HAMER, A.J. & McDONNELL, M.J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. Biol. Conserv. 141:2432-2449. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE, CONSERVATION INTERNATIONAL & NATURESERVE. http://www.iucnredlist.org (ultimo acesso em 16/06/2010).

KELLER, A., RODEL, M.O., LINSENMAIR, K.E. & GRAFE, T.U. 2009. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. J. Anim. Ecol. 78:305-314. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01457.x

LAURANCE, W.F. & VASCONCELOS, H.L. 2009. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. Oecol. Bras. 13(3):434-451. http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.03

LEHTINEN, R.M., RAMANAMANJATO, J. & RAVELOARISON, J.G. 2003. Edge effects and extinctions proneness in a herpetofauna fro Madagascar. Biodiv. Conserv. 12:1357-1370. http://dx.doi.org/10.1023/A:1023673301850

LEIBOLD, M.A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N., AMARASEKARE, P., CHASE, J.M., HOOPES, M.F., HOLT, R.D., SHURIN, J.B., LAW, R., TILMAN, D., LOUREAU, M. & GONZALEZ, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. Ecol. Lett. 7:601-613. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

LIEBERMAN, S.S. 1986. Ecology of the leaf litter herpetofauna of neotropical rain forest: La Selva, Costa Rica. Acta Zool. Mex. 15:1-71

LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E., MENIN, M., ERDTMANN, L.K., RODRIGUES, D.J., KELLER, C. & HODL, W. 2006. Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central. Átemma, Manaus.

LUIZÃO, F.J. & SCHUBART, H.O.R. 1986. Produção e decomposição de liteira em floresta de terra firme da Amazônia central. Acta Limn. Bras. 1:575-600.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.

MARQUES FILHO, A.O., RIBEIRO, M.N.G., SANTOS, H.M. & SANTOS, J.M. 1981. Estudos climatológicos da Reserva Florestal Adolpho Ducke - Manaus - AM. Acta Amazon. 11:759-768.

MARSH, D.M. & PEARMAN, P.B. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylidae frogs in the Andean montane forest. Cons. Biol. 11:1323-1328. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95519.x

MENIN, M. 2005. Padrões de distribuição e abundância de anuros em 64km^2 de floresta de terra-firme na Amazônia Central. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

MENIN, M., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E. & WALDEZ, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. J. Trop. Ecol. 17(2):86-91.

MENIN, M., WALDEZ, F. & LIMA, A.P. 2008. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in central Amazonia, Brazil. S. Amer. J. Herpetol. 3(1):68-81. http://dx.doi.org/10.2994/1808-9798(2008)3[68:TVITAA]2.0.CO;2

NECKEL-OLIVEIRA, S. & GASCON, C. 2006. Abundance, body size and movement patterns of a tropical treefrog in continuous and fragmented forests in the Brazilian Amazon. Biol. Conserv. 128:308-315. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.037

NERY, L.C.R., LOROSA, E.S. & FRANCO, A.M.R. 2004. Feeding preference of the sand flies *Lutzomia umbratilis* and *L. spathotrichia* (Diptera: Psychodidae, Pjlebotominae) in an urban forest patch in the city of Manaus, Amazonas, Brazil. Mem. I. Oswaldo Cruz. 99(6):571-574.

PARRIS, K.M. & McCARTHY, M.A. 1999. What influences the structure of frog assemblages at forest streams? Aust. J. Ecol. 24:495-502. http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.1999.00989.x

PEARMAN, P.B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscapes of Amazonian Ecuator. Conserv. Biol. 11(5):1211-1225. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96202.x

PETTS, G.E. 1994. Rivers: dynamic components of catchment ecosystems. In The River Handbook, v. 2. (P. Calow & G. E. Petts, eds.). Blackwell Scientific, Oxford, p. 3-22. http://dx.doi.org/10.1002/9781444313871.ch1

R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

RODRIGUES, D.J., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E. & COSTA, F.R.C. 2010. Temporary pond availability and tadpole species composition in Central Amazonia. Herpetologica. 66(2):124-130.

ROJAS-AHUMADA, D.P & MENIN, M. 2010. Composition and abundance of anurans in riparian and non-riparian areas in a forest in Central Amazonia, Brazil. S. Amer. J. Herpetol. 5(2):157-167. http://dx.doi.org/10.2994/057.005.0210

SABO, J.L., SPONSELLER, R., DIXON, M. GADE, K., HARMS, T., HEFFERNAN, J., JANI, A., KATZ, G., SOYKAN, C., WATTS, J. & WELTER, J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. Ecology. 86(1):56-62. http://dx.doi.org/10.1890/04-0668

SCHIESARI, L.; GORDO, M. & HÖDL, W. 2003. Treeholes as calling, breeding, and developmental sites for the Amazonian canopy frog, *Phrynohyas resinifictrix* (Hylidae). Copeia. 2003(2):263-272. http://dx.doi.org/10.1643/0045-8511(2003)003[0263:TACBAD]2.0.CO;2

SCHLAEPFER, M.A. & GAVIN, T.A. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. Conserv. Biol. 15(4):1079-1090. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041079.x

TOCHER, M.D. 1998. Diferenças na composição de espécies de sapos entre três tipos de floresta e campo de pastagem na Amazônia Central. In Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo (C. Gascon & P. Montinho, eds). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, p. 219-232.

TOCHER, M.D., GASCON, C. & ZIMMERMAN, B.L. 1997. Fragmentation effects on a Central Amazonian frog community: a ten-year study. In Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities (W.F. Laurance & R.O. Bierregaard, eds.). University of Chicago Press, Chicago, p.124-137.

TORAL C., E., FEINSINGER, P. & CRUMP, M.L. 2002. Frogs and a cloud-forest edge in Ecuador. Cons. Biol. 16(3):735-744. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00250.x

van SLUYS, M., VRCIBRADIC, D., AALVES, M.A.S., BERGALLO, H.G. & ROCHA, C.F.D. 2007. Ecological paramethers of the leaf-litter frog community of Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. Austral. Ecol. 32(3):254-260. http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01682.x

VIÉ, J.C., HILTON-TAYLOR, C. & STUART, S.N. 2008. Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN List of Threatened Species. IUCN publications Services, Gland and Switzerland.

VONESH, J.R. 2001. Patterns of richness and abundance in a tropical African leaf-litter herpetofauna. Biotropica. 33(3):502-510.

ZIMMERMAN, B.L. 1994. Audio strip transects. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.92-97.

ZIMMERMAN, B.L. & BIERREGAARD, R.O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. J. Biogeogr. 13:133-143. http://dx.doi.org/10.2307/2844988

Received 15/09/2010
Revised 08/03/2011
Accepted 29/04/2011

Copépodos *Notodiaptomus* sp. Kiefer (Crustacea, Calanoida) naturalmente infectados com metacestódeos no reservatório do Juqueri, São Paulo, Brasil

Rubens Riscala Madi[1,4], Marlene Tiduko Ueta[1], Tarsila Ferraz Frezza[2],

Maria Isabel Müller[2] & Karen Bazan Simionatto[3]

[1]Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Cidade Universitária "Zeferino Vaz",
Rua Monteiro Lobato, 255, CEP 13083-862, Campinas, SP, Brasil
[2]Instituto de Biologia, Curso de Pós-graduação em Parasitologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP
[3]Grupo de Pesquisas em Ecossistemas Aquáticos Sujeitos à Impactos Ambientais,
Faculdade de Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica - PUC,
Av. John Boyd Dunlop, s/n, Jd. Ipaussurama, CEP 13059-900, Campinas, SP, Brasil
[4]Autor para correspondência: Rubens Riscala Madi, e-mail: rrmadi@gmail.com

MADI, R.R., UETA, M.T., FREZZA, T.F., MÜLLER, M.I. & SIMIONATTO, K.B. **Copepods *Notodiaptomus* sp. Kiefer (Crustacea, Calanoida) naturally infected by metacestodes in the Juqueri reservoir, São Paulo, Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03511022011

Abstract: The aim of this work was to identify the components of zooplankton that act as intermediate hosts of cestodes. One hundred and ninety four copepods of the suborder Calanoida, 317 copepods of the suborder Cyclopoida and 4240 cladocerans were collected in the Juqueri reservoir, in the state of São Paulo, from January to August, 2003. Only Copepods Calanoida of the genus *Notodiaptomus* sp. Kiefer were found to be infected and contained two distinct forms of metacestodes. The metacestodes, denominated Met 1 (order Proteocephalidea) and Met 2 (order Cyclophyllidea), had the following rates of prevalence and mean intensities of infection: Met 1 – 2.06% and 64 larvae/copepod and Met 2 – 0.52% and one larvae/copepod. The positive copepods were collected at the margins of the reservoir during the day. This finding suggest that parasitism may lead to a change in the behavior of the copepods and make them more susceptible to predation in shallow water.
Keywords: *copepoda, calanoida, metacestodes, cyclophyllidea, proteocephalidea.*

MADI, R.R., UETA, M.T., FREZZA, T.F., MÜLLER, M.I. & SIMIONATTO, K.B. **Copépodos *Notodiaptomus* sp. Kiefer (Crustacea, Calanoida) naturalmente infectados com metacestódeos no reservatório do Juqueri, São Paulo, Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03511022011

Resumo: Este trabalho teve o objetivo de identificar os componentes do zooplâncton que atuam como hospedeiros intermediários de cestódeos. Foram examinados 194 copépodos da subordem Calanoida, 317 copépodos da subordem Cyclopoida e 4240 cladóceros coletados no reservatório do Juqueri, Estado de São Paulo, entre janeiro e agosto de 2003. Apenas copépodos Calanoida do gênero *Notodiaptomus* sp. Kiefer encontravam-se positivos, sendo relatada duas formas morfológicas distintas de metacestódeos. Os metacestódeos, denominados Met 1 (Proteocephalidea) e Met 2 (Cyclophyllidea) apresentaram as seguintes prevalências e intensidades médias de infecção: Met 1 – 2,06% e 64 larvas/copépodo e Met 2 – 0,52% e uma larva/copépodo. Os copépodos positivos foram coletados na região litorânea do reservatório durante o dia, o que leva a crer que o parasitismo pode modificar o comportamento dos copépodos tornando-os mais acessíveis à predação.
Palavras-chave: *copepoda, calanoida, metacestódeos, cyclophyllidea, proteocephalidea.*

Introdução

O zooplâncton, parte da dieta de várias espécies de peixes, pode se tornar importante veiculador de parasitas atuando como hospedeiros intermediários de helmintos de peixes.

A ordem Cyclophyllidea van Beneden in Braun, 1900 é a maior ordem entre os cestódeos e todas as espécies são, em fase adulta, parasitas de vertebrados terrestres ou semi-aquáticos exceto peixes, onde se observa uma notável ausência. Podem, no entanto, se desenvolver em uma variada gama de hospedeiros intermediários invertebrados e vertebrados, incluindo peixes (Schmidt 1986). A ordem Proteocephalidea Mola, 1928 é encontrada apenas em animais relacionados com ambiente de água doce (peixes, anfíbios e répteis) (Rego 1994), utilizando, preferencialmente, copépodos como hospedeiros intermediários (Scholz 1999).

Após a ingestão, por copépodos, dos ovos de cestódeos ciclofilídeos e de proteocefalídeos disseminados na água pelo hospedeiro definitivo, a oncosfera eclode, atravessa ativamente a parede intestinal e aloja-se na hemocele do crustáceo. Dentro da cavidade, a oncosfera desenvolve a larva procercóide (proteocefalídeos) ou cisticercóide (ciclofilídeo). Em seguida, se o copépodo parasitado for ingerido por um peixe, no caso dos proteocefalídeos, a larva procercóide pode ainda penetrar pela parede intestinal, evoluindo para plerocercóide e então encapsular na cavidade peritoneal deste hospedeiro, somente se transformando em verme adulto após predação do peixe pelo hospedeiro definitivo (Olsen 1974, Scholz 1999).

Muito pouco se sabe sobre a dinâmica de transmissão dos parasitas aos peixes hospedeiros via zooplâncton (Marcogliese 1995). No Brasil a maioria dos trabalhos envolvendo zooplâncton de água doce restringe-se a levantamentos faunísticos, ecologia de populações e taxonomia/descrição de espécies, sendo raros estudos relacionando a biologia do zooplâncton com o parasitismo nos peixes (Pereira et al. 1936, Falavigna et al. 2000, 2003).

Esse trabalho teve por objetivo identificar os componentes da comunidade de microcrustáceos planctônicos, potenciais hospedeiros intermediários de cestódeos parasitas de peixes.

Material e Métodos

Os copépodos foram coletados no reservatório do Juqueri (23° 19' 07" S, 46° 35' 12" O), bacia do Alto Tietê, região sudeste do Estado de São Paulo, entre janeiro e agosto de 2003. O reservatório é considerado eutrófico e possui 3,49 km^2 de área, 28,77 km de perímetro e uma profundidade média de aproximadamente 12 m. Inicia-se no centro urbano do Município de Mairiporã, estendendo-se por 9,5 km até ultrapassar o limite municipal com Franco da Rocha.

Na região limnética do reservatório os copépodos foram coletados por arrasto vertical, utilizando-se uma rede cônica de 90 cm de comprimento, 30 cm de diâmetro de abertura e malha de 154 µm, partindo-se de uma profundidade padrão de 20 m, sendo o volume filtrado de aproximadamente 1400 L. Na região litorânea os copépodos foram coletados com auxílio de um balde de 20 L, despejando-se a água através da rede cônica, perfazendo um total aproximado de 140 L filtrados. Das amostras finais concentradas em 250 ml, foi retirada uma alíquota de 25 ml de cada amostra, e acrescentado 2 ml de água carbonatada 7% para análise dos copépodos (Falavigna et al. 2003). Os indivíduos coletados foram colocados em placas de Petri, examinados ao microscópio estereoscópico e separados em grupos (Cladocera, Calanoida e Cyclopoida) e em seguida examinados ao microscópio óptico com uma fina camada de água sobre uma lâmina de vidro. Os exemplares que se apresentaram parasitados foram identificados e dissecados para isolamento e contagem dos parasitos.

Os cálculos da prevalência e intensidade de infecção foram realizados a partir das definições apresentadas por Bush et al. (1997).

Resultados e Discussão

Foram examinados no total 194 copépodos Calanoida (58 da região limnética e 136 da região litorânea), 317 copépodos Cyclopoida (165 da região limnética e 152 da região litorânea) e 4240 cladóceros (1319 da região limnética e 2921 da região litorânea). Foram encontradas duas formas morfológicas distintas de metacestódeos, denominadas Met 1 e Met 2, parasitando copépodos do gênero *Notodiaptomus* sp. (Calanoida) apenas nas amostras de água recolhidas na região litorânea do reservatório, nos meses de abril e maio (período de seca).

Os copépodos parasitados apresentaram taxas de prevalência de 2,06% (4/194) para Met 1 e 0,52% (1/194) para Met 2, totalizando 2,58% de copépodos infectados.

Os metacestódeos denominados Met 1 (Figura 1a,b), apresentavam forma oval, sem cercômero, mediam, em média, 70,98 µm (± 4,33) × 58,75 µm (± 4,56), encontravam-se livres ocupando praticamente toda a hemocele. Não mostravam indícios de lacuna primária. O escólex, invaginado, apresentava quatro ventosas e mais uma ventosa apical, característico de cestódeos da ordem Proteocephalidea. A intensidade média de infecção foi 64 larvas/copépodo (± 9,89).

O metacestódeo denominado Met 2 (Figura 1c,d) apresentou forma circular levemente ovalada, medindo 196,89 × 189,67 µm, localizado entre o segundo e terceiro segmentos torácicos. O escólex, também invaginado, apresentou quatro ventosas e um conjunto de 20 acúleos medindo, em média, 26,11 µm de comprimento. Apenas um exemplar foi encontrado e foi identificado como pertencente à ordem Cyclophyllidea.

Marcogliese (1995) afirma que os copépodos tendem a apresentar taxas de prevalência de infecção por cestódeos variando entre 0,01% e 1,0%. Falavigna et al. (2000, 2003) encontraram 0,3% de *Thermocyclops minutus, Mesocyclops* sp. e *Paracyclops* sp. infectados com um metacestódeo de proteocefalídeo cada, provável parasita de peixes encontrados na planície de inundação do rio Paraná. Hanzelová & Gerdeaux (2003) registraram infecção natural de 0,21% de *Cyclops absorum* por *Proteocephallus longicollis* no lago Annecy, França. Rusinek et al. (1996) encontraram 0,13% de prevalência de *Proteocephalus* sp. em *Epischura* sp. (Calanoida) naturalmente infectados no lago Baikal, Russia. Marcogliese & Esch (1989), também trabalhando com infecção natural, encontraram índices distintos de prevalência de *Bothriocephalus acheilognathi* parasitando *Mesocyclops* (0,6%) e *Tropocyclops* (7,1%), ambos no lago Belews, Estados Unidos. O valor da prevalência total encontrado neste trabalho (2,58%) é superior aos valores encontrados pelos autores citados anteriormente.

Em hospedeiros intermediários invertebrados a manutenção e transmissão de cestódeos são efetivadas por poucos indivíduos dentro de uma população, isto é, ocorre distribuição agregada das formas infectantes (Roberts & Janovy Junior 1996). Esse comportamento de agregação pode ser parte da estratégia de transmissão de Proteocephalidea, pois por não possuírem estágios de vida livre em seu ciclo (coracídio), esses cestódeos adotam a estratégia de recrutamento dos ovos na sua dispersão pela água (Esch 1983). Dupont & Gabrion (1987) afirmam que as distribuições randômicas ou agregadas dos parasitas dependem também das variadas susceptibilidades apresentadas entre as espécies de copépodos hospedeiros. Em infecção experimental Wedekind (1997) demonstra que a probabilidade de um copépodo se tornar infectado aumenta com o crescimento do número de parasitas administrados. A intensidade

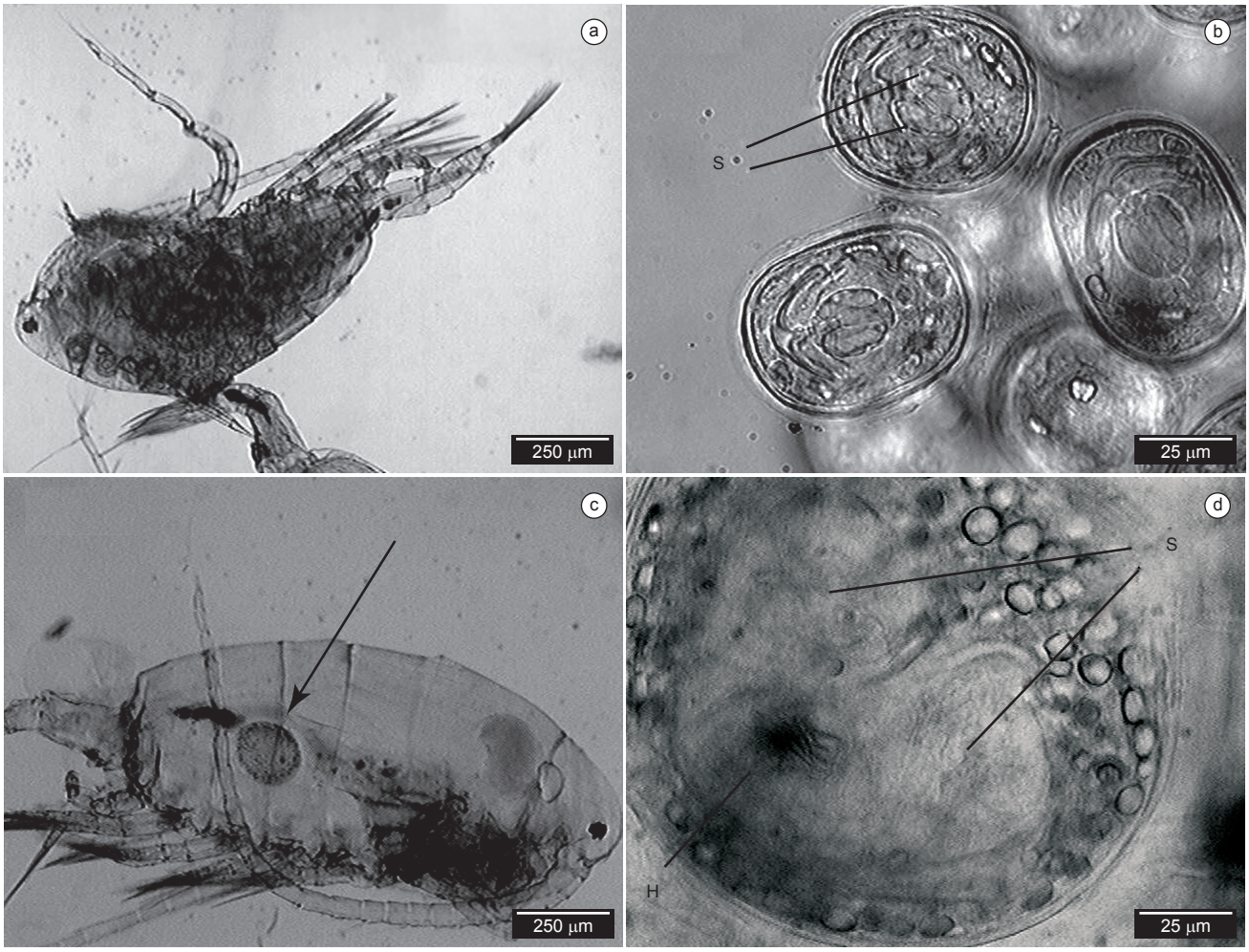


Figura 1. *Notodiaptomus* sp. parasitados por metacestódeos Met 1 (a, b) e Met 2 (c, d). H – ganchos; S – ventosas.

Figure 1. *Notodiaptomus* sp. parasitized by metacestodes Met 1 (a, b) and Met 2 (c, d). H – hooks; S – suckers.

de infecção encontrada em copépodos parasitados por metacestódeos Proteocephalidea neste trabalho corrobora a hipótese de distribuição agregada entre os cestódeos dessa ordem.

Van der Veen & Kurtz (2002) observaram que durante a fase de desenvolvimento dos metacestódeos, alguns exemplares de parasitas morrem e que copépodos imaturos apresentam uma maior tendência a infecção, mas morrem mais facilmente que copépodos adultos. Van der Veen (2003) afirma ainda que os copépodos imaturos apresentam maior atividade de locomoção e ingerem mais parasitas que copépodos adultos. O aumento da mortalidade de copépodos após três semanas de infecção encontrado por Pasternak et al. (1999), pode corroborar a explicação do paradoxo das relativas baixas taxas de prevalência do primeiro hospedeiro intermediário – copépodo – em relação às altas taxas encontradas no segundo hospedeiro do ciclo – peixe, uma vez que Madi & Ueta (2002) trabalhando neste mesmo reservatório encontraram, 79,91% de *Geophagus brasiliensis* – Cichlidae – infectados com larvas plerocercóides de proteocefalídeos.

Alguns helmintos podem provocar alterações comportamentais de seus hospedeiros, fazendo com que os copépodos infectados se agreguem e/ou tenham dificuldade de natação, facilitando assim sua captura pelos peixes hospedeiros (Pulkkinen et al. 2000). As dificuldades de escape ao predador impostas pelo parasita ao copépodo hospedeiro, podem ser associadas aos efeitos do parasita sobre o sistema nervoso do copépodo infectado, via neurotransmissores, fazendo com que diminua o desempenho muscular e aumente a atividade de busca por alimentos (Franz & Kurtz 2002). Alguns copépodos apresentam ainda fotofilia quando parasitados por larvas de cestódeos (Pulkkinen et al. 2000). Essas alterações no comportamento podem explicar o encontro de copépodos infectados na região litorânea do reservatório durante o dia, uma vez que trabalhos sobre migração vertical do zooplâncton descrevem que nesse período copépodos calanoidas estão em locais mais profundos do reservatório (Esteves 1998).

Agradecimentos

À Silvia Maria Caglierani Casanova do Departamento de Zoologia, IBB, Unesp, pela identificação dos copépodos, à Sabesp pelo apoio em campo. À Maurício Solera Rodrigues da Silva e João Batista Alves de Oliveira, pelo auxílio em laboratório e em campo.

Referências Bibliográficas

BUSH, A.O., LAFFERTY, K.D., LOTZ, J.M. & SHOSTAK, A.W. 1997. Parasitology meet ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. J. Parasitol. 83(4):575-583. PMid:9267395. http://dx.doi.org/10.2307/3284227

DUPONT, F. & GABRION, C. 1987. The concept of specificity in the procercoid-copepod system: *Bothrocephalus claviceps* (Cestoda) a parasite of the eel (*Anguilla anguilla*). Parasitol. Res. 73(2):151-158. PMid:3575289. http://dx.doi.org/10.1007/BF00536472

ESCH, G.W. 1983. The population and community ecology of cestodes. In Biology of Eucestoda (C. Arme & P.W. Pappas eds.). Academic Press, Londres, v.1, p.81-137.

ESTEVES, F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2nd ed. Interciência, Rio de Janeiro.

FALAVIGNA, D.L.M., PAVANELLI, G.C. & TAKEMOTO, R. 2000. Resultados preliminares do ciclo evolutivo de cestóides parasitas de *Pseudoplatystoma corruscans* da planície de inundação do alto do Rio Paraná, Brasil. In VI Encontro Brasileiro de Patologistas de Organismos Aquáticos. Universidade Federal de Santa Catarina e ABRAPOA, Florianópolis, p.133.

FALAVIGNA, D.L.M., VELHO, L.F.M. & PAVANELLI, G.C. 2003. Proteocephalidean larvae (Cestoda) in naturally infected Cyclopid copepods of the upper Paraná river floodplain, Brazil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 98(1):69-72. http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762003000100009

FRANZ, K. & KURTZ, J. 2002. Altered host behaviour: manipulation or energy depletion in tapeworm-infected copepods? Parasitology 125(2):187-196. http://dx.doi.org/10.1017/S0031182002001932

HANZELOVÁ, V. & GERDEAUX, D. 2003. Seasonal ocurrence of the tapeworm *Proteocephalus longicollis* and its transmission from copepod intermediate host to fish. Parasitol. Res. 91(2):130-136. PMid:12910414. http://dx.doi.org/10.1007/s00436-003-0939-x

MADI, R.R. & UETA, M.T. 2002. Estudo comparativo dos metazoários parasitas de *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae, Perciforme) em dois reservatórios no estado de São Paulo. In VII Encontro Brasileiro de Patologistas de Organismos Aquáticos. UEM, Foz do Iguaçu, p.137.

MARCOGLIESE, D.J. 1995. The role of zooplankton in the transmission of helminth parasites to fish. Rev. Fish Biol. Fisher. 5:336-371. http://dx.doi.org/10.1007/BF00043006

MARCOGLIESE, D.J. & ESCH, G.W. 1989. Experimental and natural infection of planktonic anb benthic copepods by the asian tapeworm, *Bothriocephalus acheilognathi*. Proc. Helminthol. Soc. Wash. 56(2):151-155.

OLSEN, O.W. 1974. Animal parasites. Their life cicles and ecology. Univ. Park Press, Baltimore.

PASTERNAK, A. F., PULKKINEN, K., MIKHEEV, V.N., HASU, T. & VALTONEN, E.T. 1999. Factors affecting abundance of *Triaenophorus* infection in *Cyclops strenuus*, and parasite-induced changes in host fitness. Int. J. Parasitol. 29(11):1793-1801. http://dx.doi.org/10.1016/S0020-7519(99)00108-3

PEREIRA, C., VIANNA DIAS, M. & AZEVEDO, P. 1936. Biologia do nematóide *Procamallanus cearensis* n. sp. Arch. Inst. Biológico 7:209-226.

PULKKINEN, K., PASTERNAK, A.F., HASU, T. & VALTONEN, E.T. 2000. Effect of *Triaenophorus crassus* (Cestoda) infection on behavior and susceptibility to predation of the first intermediate host *Cyclops strenuus* (Copepoda). J. Parasitol. 86(4):664-670.

REGO, A. A. 1994. Order Protocephalidea Mola, 1928. In Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates. (L.F. Khalil, A. Jones, & R.A. Bray eds.). CAB International, Wallingford, p.257-293.

ROBERTS, L.S. & JANOVY JUNIOR, J. 1996. Foundations of Parasitology. 5nd ed. WCB Publishers, Dubuque.

RUSINEK, O.T., BAKINA, M.P. & NIKOLSKII, A.V. 1996. Natural infection of the calanoid crustacean *Epischura baicalensis* by procercoids of *Proteocephalus* sp. in Listvenichnyi Bay, Lake Baikal. J. Helminthol. 70(3):237-247. http://dx.doi.org/10.1017/S0022149X00015479

SCHMIDT, G.D. 1986. Handbook of tapeworm identification. CRC Press, Boca Raton.

SCHOLZ, T. 1999. The life cycles of species of *Proteocephalus*, parasites of fishes in Palearctic Region: a review. J. Helminthol. 73(1):1-19.

Van der VEEN, I.T. 2003. Is body size or activity of copepods related to ingestion of parasite larvae? Parasitology 126(2):173-178. PMid:12636355. http://dx.doi.org/10.1017/S0031182002002652

Van der VEEN, I.T. & KURTZ, J. 2002. To avoid or eliminate: cestode infections in copepods. Parasitology 124(4):465-474. PMid:12003070. http://dx.doi.org/10.1017/S0031182001001275

WEDEKIND, C. 1997. The infectivity, growth, and virulence of the cestode *Schistocephalus solidus* in its first intermediate host, the copepod *Macrocyclops albidus*. Parasitology 115(3):317-324. PMid:9300470. http://dx.doi.org/10.1017/S0031182097001406

Recebido em 17/03/2010
Versão reformulada recebida em 30/05/2011
Publicado em 17/06/2011

Novos registros e notas sobre distribuição geográfica de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Estado de Mato Grosso, Brasil

***Denis Silva Nogueira*[1,3] *& Helena Soares Ramos Cabette*[2]**

[1]*Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação,*
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, CP 08, CEP 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil
[2]*Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT,*
CP 08, 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil
[3]*Autor para correspondência: Denis Silva Nogueira, e-mail: dnogueira_bio@yahoo.com.br*

NOGUEIRA, D.S. & CABETTE, H.S.R. **New records and notes on geographic distribution of Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) from Mato Grosso State, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03111022011

Abstract: Trichoptera comprise one of the most diverse and abundant group among aquatic insects in stream ecosystems around the world. Currently, about 500 species are known from Brazil, but only sixteen species have been recorded from the State of Mato Grosso. The present article provides a list of known species and new records of caddisflies collected in the eastern region over the past 10 years and incorporated in the entomological section of the Coleção Zoobotânica "James A. Ratter" of University of Mato Grosso State, Nova Xavantina (CZNX). Specimens were recorded from tributaries of the Rio Xingu and of the Rio das Mortes and from lakes and rivers of the Bananal floodplain. Altogether, 30 species are reported, being seven new records from Mato Grosso. *Achoropsyche duodencimpunctata* (Navás, 1916), *Amazonatolica hamadae* Holzenthal & Pes, 2004, *Nectopsyche nigricapilla* (Navás, 1920), *Nectopsyche quatourguttata* (Navás, 1922), *Macronema hageni* Banks, 1924, *Macrostemum santaeritae* (Ulmer, 1905) and *Cyrnellus fraternus* (Banks, 1905) are new records from the State. *Nectopsyche quatourguttata* and *N. nigricapilla* configure the first records to Brazil. Additionally, *Blepharopus diaphanus* Kolenati, 1859, *Macrostemum arcuatum* (Erichson, 1848), *Macrostemum ulmeri* (Banks, 1913) are new regional records and provide additional material to species distribution from State.
Keywords: *Amazônia-Cerrado transition, aquatic insects, inventories, aquatic ecosystems.*

NOGUEIRA, D.S. & CABETTE, H.S.R. **Novos registros e notas sobre distribuição geográfica de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Estado de Mato Grosso, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03111022011

Resumo: A ordem Trichoptera compreende uma das mais diversas e abundantes ordens dentre todos os grupos de insetos aquáticos encontrados em rios ao redor do mundo. Atualmente, cerca de 500 espécies são conhecidas no Brasil, mas apenas 16 espécies foram registradas para o Estado de Mato Grosso. O presente estudo apresenta uma lista das espécies conhecidas e novos registros, a partir de material coletado na região leste do estado nos últimos 10 anos e incorporado à seção entomológica da Coleção Zoobotânica "James A. Ratter" da Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina (CZNX). Foram registrados espécimes de tributários do Rio Xingu e do médio Rio das Mortes e em lagos e rios da planície de inundação do Bananal. Ao todo são reportadas 30 espécies, sendo sete novos registros para o Estado de Mato Grosso. *Achoropsyche duodencimpunctata* (Navás, 1916), *Amazonatolica hamadae* Holzenthal & Pes, 2004, *Nectopsyche nigricapilla* (Navás, 1920), *Nectopsyche quatourguttata* (Navás, 1922), *Macronema hageni* Banks, 1924, *Macrostemum santaeritae* (Ulmer, 1905) e *Cyrnellus fraternus* (Banks, 1905) são novos registros para Mato Grosso. *Nectopsyche quatourguttata e N. nigricapilla* são registradas pela primeira vez para o Brasil. Adicionalmente, *Blepharopus diaphanus* Kolenati, 1859, *Macrostemum arcuatum* (Erichson, 1848) e *Macrostemum ulmeri* (Banks, 1913) configuram novos registros regionais e provêem material adicional para a distribuição das espécies no Estado.
Palavras-chave: *transição Amazônia-Cerrado, insetos aquáticos, inventários, ecossistemas aquáticos.*

Introdução

A ordem Trichoptera é uma das mais abundantes e diversas, apresenta distribuição cosmopolita, não ocorrendo somente nas regiões polares e pequenas ilhas isoladas (De Moor & Ivanov 2008). Extremamente importante para a dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos, sua contribuição em termos de biomassa tem sido enfatizada como uma das maiores dentre todos os insetos aquáticos (Wiggins 1996, Flint et al. 1999). Aproximadamente 13.500 espécies da ordem são atualmente conhecidas no mundo, sendo 2.530 na Região Neotropical (Morse 2011). Destas cerca de 500 são registradas no Brasil, principalmente para as regiões Sul, Sudeste e Norte (Paprocki et al. 2004, Dumas et al. 2010, Santos et al. 2010, Calor 2011).

Apesar do aumento substancial do número de espécies descritas e registradas para o Brasil nos últimos cinco anos (Blahnik et al. 2004, Blahnik 2005, Robertson & Holzenthal 2005, 2006, Calor et al. 2006, Pes et al. 2008, Dumas & Nessimian 2009a, b, Dumas et al. 2010, Nessimian & Dumas 2010, Santos et al. 2010, Calor 2011, Quinteiro et al. 2011), poucos registros de ocorrência e descrições de espécies de Trichoptera têm sido acrescentadas às regiões Nordeste e Centro-oeste do país (Paprocki et al. 2004, Calor 2008a, b, Albino 2009), revelando muitas vezes uma distribuição disjunta em reflexo da carência de pesquisas nessas regiões. A despeito da falta de conhecimento da tricopterofauna, as estimativas indicam que o número de espécies possa chegar a mais de 50.000, mas apenas cerca de 20 a 25% da fauna mundial é atualmente conhecida (De Moor & Ivanov 2008).

Diante de sua vasta rede hidrográfica e do aumento constante dos impactos das atividades antrópicas sobre seus mananciais e devido à importância desses organismos na manutenção da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos da região e no monitoramento da qualidade ambiental, o conhecimento da fauna de Trichoptera do Estado de Mato Grosso se faz essencial. Assim, nosso principal objetivo foi providenciar uma lista das espécies de Trichoptera para o Estado de Mato Grosso, adicionando novos registros e informações sobre suas distribuições, a partir de larvas e adultos coletados em rios da região Leste do estado.

Material e Métodos

Foram coletados representantes de Trichoptera de 40 locais, numa área de aproximadamente 600 km de extensão na região Leste de Mato Grosso, incluindo desde grandes lagos naturais conectados a rios da Planície de Inundação do Bananal, próximo a confluência do Rio das Mortes com o Rio Araguaia, a pequenos córregos com nascentes situadas nas encostas da Serra do Roncador e em afluentes do Rio Xingu mais ao Norte (Figura 1). Na Bacia do Rio Suiá-Miçú, afluente do Rio Xingu, foram identificadas larvas de Trichoptera coletadas em 11 locais, nos períodos de seca, chuva e vazante entre 2007 e 2008. Na Bacia do Rio das Mortes, os Trichoptera foram coletados em afluentes da Bacia do Rio Pindaíba, os quais correspondiam a córregos de nascente situados nas encostas da Serra do Roncador e rios variando da primeira à sexta ordem, totalizando 22 locais amostrados nos períodos de seca, chuva e vazante entre 2005 e 2008. Na Planície de Inundação do Bananal foram amostrados sete locais próximos à confluência do Rio das Mortes e Araguaia, que incluíram lagos, corixos e rios de grande porte (Figura 1, Tabela 1). O material encontra-se depositado e disponível na seção entomológica da Coleção Zoobotânica "James Alexander Ratter" (CZNX), na Universidade do Estado de Mato Grosso de Nova Xavantina.

As larvas foram identificadas em gênero com auxílio de chaves taxonômicas (Angrisano & Korob 2001, Pes et al. 2005, Calor & Froehlich 2008) e no nível de espécie através de descrições dos estágios imaturos (e.g. Holzenthal & Pes 2004, Pes 2005, Pes et al. 2008, Albino 2009). Os adultos foram identificados com base em chaves e descrições de espécies (Flint 1978, Flint & Wallace 1980, Flint et al. 1987) e revisadas por A.M.O. Pes (INPA). As espécies registradas, suas localidades de coleta, coordenadas geográficas latitudinais e longitudinais, altitude, datas são apresentados. Os respectivos números de tombamento dos espécimes na Coleção CZNX são apresentados entre colchetes e a forma de conservação entre parênteses. Comentários sobre a distribuição das espécies são apresentados para cada espécie. A lista das espécies e gêneros reportados para Mato Grosso, os novos registros de gêneros e espécies e a distribuição nos estados do Brasil são apresentados na Tabela 2.

Resultados

Foram identificadas 12 famílias, das quais apenas Hydropsychidae, Hydroptilidae e Philopotamidae eram formalmente reportadas para o Estado. Foram registradas as ocorrências de 30 gêneros, dos quais apenas nove eram conhecidos, e de 30 espécies sendo sete novos registros para Mato Grosso, três registros adicionais de distribuição de espécies já conhecidas para outras localidades no Estado e dois novos registros para o Brasil. As espécies *Achoropsyche duodencimpunctata* (Navás, 1916), *Amazonatolica hamadae* Holzenthal & Pes, 2004, *Nectopsyche nigricapilla* (Navás, 1920), *Nectopsyche quatourguttata* (Navás, 1922), *Macronema hageni* Banks, 1924, *Macrostemum santaeritae* (Ulmer, 1905) e *Cyrnellus fraternus* (Banks, 1905) são registradas pela primeira vez para Mato Grosso. *Nectopsyche quatourguttata* e *N. nigricapilla* são novos registros para o Brasil, ampliando sua distribuição um pouco mais ao Leste da América do Sul. Adicionalmente, *Blepharopus diaphanus* Kolenati, 1859, *Macrostemum arcuatum* (Erichson, 1848), *Macrostemum ulmeri* (Banks, 1913) são registradas para outras localidades, ampliando sua distribuição no Estado.

Lista dos novos registros de espécies para Mato Grosso:

HYDROPSYCHIDAE

Blepharopus diaphanus Kolenati, 1859

Material examinado: 1♀ [nº 832] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Novo Santo Antônio, Lago Sucupira (P39), Parque Estadual do Araguaia,, 23/v/2004, S 12º 19' 39,8" e O 50º 55' 17,7", 207 m de altitude, col.: H.R.S. Cabette & *leg*.

Distribuição: Argentina, Venezuela e Brasil – RJ, SC, PR, MG e MT.

Comentários: esse gênero monotípico era previamente conhecido para outros países da América do Sul e para vários estados do Brasil (Flint et al. 1999, Blahnick et al. 2004, Paprocki et al. 2004), inclusive para Mato Grosso (Flint 1978). Na região Centro-oeste o único registro foi realizado na região de Nova Xavantina, mais precisamente no Rio Areões a cerca de 20 km da sede do município (Flint 1978). O registro no município de Novo Santo Antônio configura uma ampliação de sua distribuição a nordeste do estado, para a região da Planície de inundação do Bananal, provendo registro adicional a distribuição previamente conhecida da espécie no Estado.

Macronema hageni Banks, 1924

Material examinado: 1♂ [nº 355] (a seco), Brasil: Mato Grosso: Cocalinho, Lago Olaria (P33), 11/viii/00, S 13º 04' 35,0" e O 51º 05' 50,2", 228 m de altitude, col. H.S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Colômbia, Equador, Paraguai, Peru, Suriname, Venezuela e Brasil – AM, PA, MG e MT (novo registro).

Comentários: espécie registrada em vários países da América do Sul e para alguns estados da região Amazônica e no Estado de Minas

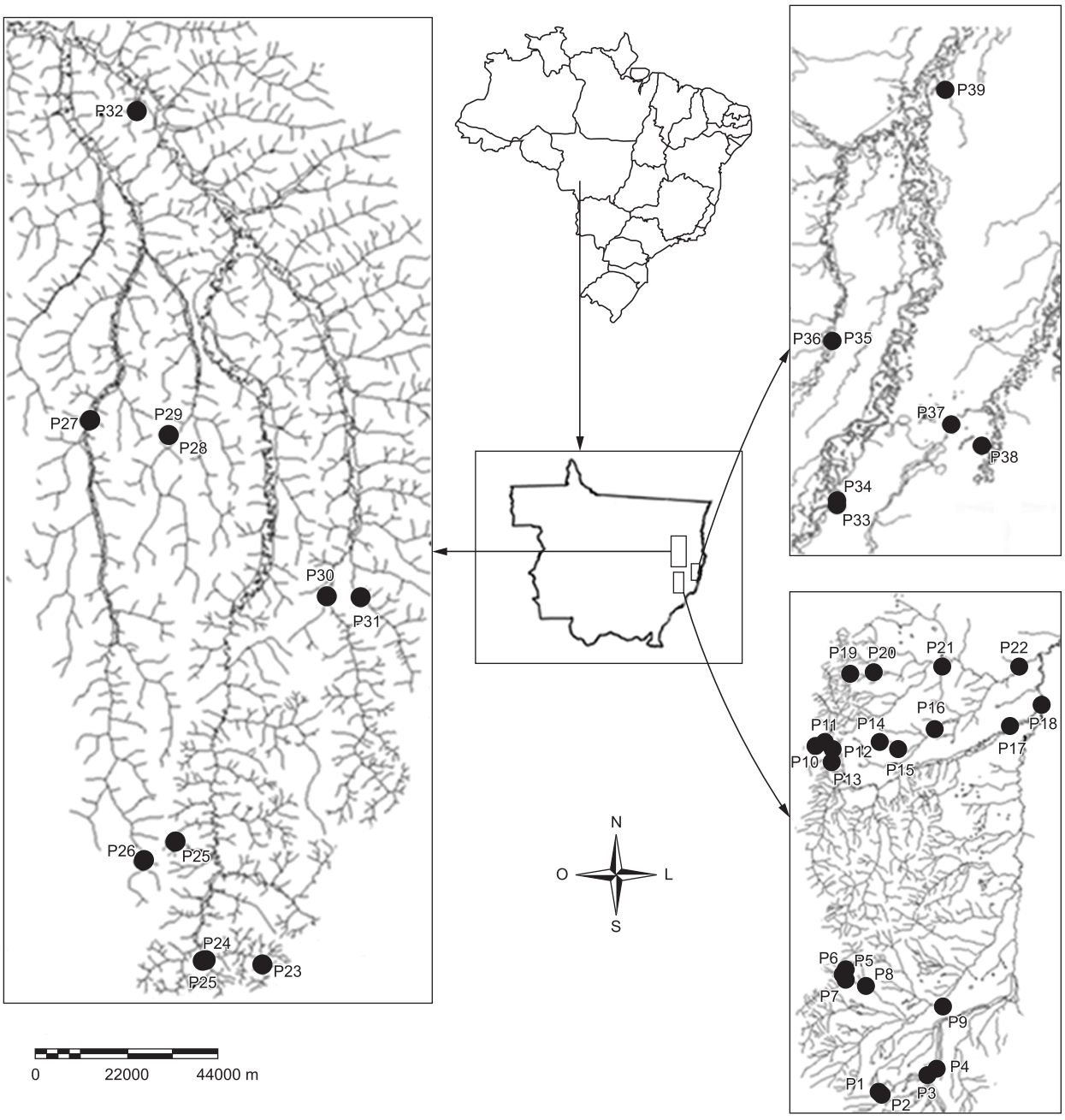


Figura 1. Mapa de distribuição dos locais de amostrados na região leste do Estado de Mato Grosso, Brasil. Os locais da Bacia do Rio Pindaíba estão representados no quadro à direita e abaixo, os locais do Pantanal Mortes - Araguaia estão representados no quadro à direita e acima e os locais da Bacia do Rio Suiá-Miçú estão representados à esquerda.

Figure 1. Map of distribution of samples sites from east of Mato Grosso State, Brazil. The samples sites of Rio Pindaíba Basin are represented in the picture to the right and below, the samples sites of Pantanal Mortes - Araguaia are represented in the picture to the right and above and the places of Rio Suiá-Miçú Basin are represented to the left.

Gerais (Flint et al. 1999, Paprocki et al. 2004), é pela primeira vez registrada em Mato Grosso, ampliando sua distribuição para a região Centro-oeste do Brasil.

Macrostemum arcuatum (Erichson, 1848)

Material examinado: 8♀ [nº 819, 834] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Novo Santo Antônio, Lago Sucupira (P39), Parque Estadual do Araguaia, 24/v/04, S 12º 19' 39,8" e O 50º 55' 17,7", 207 m de altitude, col.: H.R.S. Cabette & *leg*.; 1♂ [nº 350] (a seco) e 2♀ [nº 187, 188] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Ribeirão Cascalheira, Corixo Santa Cruz (P34), braço da margem direita do Rio das Mortes, 09 e 11/viii/00, S 12º 58' 20,8" e O 50º 50' 36,6", 230 m de altitude, col. H.S.R. Cabette & *leg*.; 1♂ e 2♀ [nº 3534] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Araguaiana, Rio Pindaíba em sexta ordem (P18), afluente do médio Rio das Mortes, 15/xi/05, S 14º 54' 10" e O 52º 00' 21", 291 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Guiana, Peru, Suriname e Brasil – AM, PA e MT.

Comentários: espécie de ocorrência conhecida para a região de abrangência da Amazônia Legal (Flint et al. 1999, Paprocki et al. 2004),

Tabela 1. Lista dos sítios de amostragem, suas respectivas siglas e coordenadas geográficas dos tributários com novas ocorrências para o leste de Mato Grosso, Brasil, 1999/2008.

Table 1. List of samples sites, their respective abbreviaturies and geographical coordinates of tributaries with new occurrences recorded from east of Mato Grosso, Brazil, 1999/2008.

Sítios	Hidrografia	Local	Siglas	Latitude S	Longitude W
P5	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 1ª ordem	CRP1	15° 27' 01"	52° 24' 30"
P6	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 2ª ordem	CRP2	15° 27' 32"	52° 24' 42"
P7	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 3ª ordem	CRP3	15° 28' 11"	52° 24' 32"
P8	Bacia R. Corrente	C. Papagaio 4ª ordem	CRP4	15° 28' 56"	52° 21' 47"
P1	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 1ª ordem	CRT1	15° 41' 54"	52° 20' 03"
P2	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 2ª ordem	CRT2	15° 41' 57"	52° 19' 56"
P3	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 3ª ordem	CRT3	15° 39' 35"	52° 13' 52"
P4	Bacia R. Corrente	C. Taquaral 4ª ordem	CRT4	15° 38' 53"	52° 12' 53"
P9	Bacia R. Corrente	Rio Corrente 5ª ordem	RICO5	15° 31' 14"	52° 12' 10"
P10	Bacia R. Pindaíba	C. Cachoeirinha 2ª ordem	CRC2	14° 50' 50"	52° 24' 22"
P11	Bacia R. Pindaíba	C. Cachoeirinha 3ª ordem	CRC3	14° 50' 33"	52° 21' 34"
P12	Bacia R. Pindaíba	C. Cachoeirinha 4ª ordem	CRC4	14° 49' 45"	52° 12' 55"
P14	Bacia R. Pindaíba	C. Caveira 1ª ordem	CRCV1	14° 59' 06"	52° 20' 29"
P15	Bacia R. Pindaíba	C. Caveira 2ª ordem	CRCV2	14° 59' 53"	52° 18' 17"
P16	Bacia R. Pindaíba	C. Caveira 3ª ordem	CRCV3	14° 57' 28"	52° 13' 43"
P10	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 1ª ordem	CRM1	14° 59' 53"	52° 28' 42"
P11	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 2ª ordem	CRM2	14° 59' 18"	52° 27' 30"
P12	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 3ª ordem	CRM3	14° 59' 59"	52° 26' 29"
P13	Bacia R. Pindaíba	C. da Mata 4ª ordem	CRM4	15° 01' 32"	52° 26' 29"
P17	Bacia R. Pindaíba	Rio Pindaíba 5ª ordem	RIPI5	14° 56' 56"	52° 04' 17"
P18	Bacia R. Pindaíba	Rio Pindaíba 6ª ordem	RIPI6	14° 54' 10"	52° 00' 21"
P24	Bacia R. Suiá-Miçú	Rio Piabanha	RIPB	13° 15' 34.4"	52° 09' 00.5"
P25	Bacia R. Suiá-Miçú	C. Lúcio	CRL	13° 05' 34.5"	52° 15' 16.9"
P32	Bacia R. Suiá-Miçú	C. Sucuri	CRSI	11° 49' 50.7"	52° 17' 02.2"
P25	Bacia R. Suiá-Miçú	C. Transição-Brejo	CRTB	13° 03' 35.6"	52° 12' 03.3"
P31	Bacia R. Suiá-Miçú	C.orrego Brejão	CRBJ	12° 38' 32.3"	51° 53' 20.6"
P29	Bacia R. Suiá-Miçú	R. Betis ponto 2	RBT2	12° 22' 27.5"	52° 13' 19.0"
P28	Bacia R. Suiá-Miçú	Rio Betis ponto 1	RBT1	12° 22' 28.7"	52° 13' 23.1"
P27	Bacia R. Suiá-Miçú	Rio Darro	RID	12° 21' 12.3"	52° 21' 27.4"
P23	Bacia R. Suiá-Miçú	Rio Suiá ponto 1	RISU1	13° 15' 45.5"	52° 02' 50.9"
P24	Bacia R. Suiá-Miçú	Rio Suiá ponto 2	RISU2	13° 15' 24.3"	52° 08' 44.5"
P30	Bacia R. Suiá-Miçú	Rio Suiazinho	RISUZ	12° 38' 33.4"	51° 56' 50.7"
P38	Pantanal do Araguaia	Lago Valdenor	LGV	12° 58' 20.8"	50° 50' 36.6"
P33	Pantanal do Araguaia	Lago Olaria	LGO	13° 04' 35.0"	51° 05' 50.2"
P36	Pantanal do Araguaia	Lago São João Grande	LGSJG	12° 58' 20.8"	50° 50' 36.6"
P39	Pantanal do Araguaia	Lago Sucupira	LGSU	12° 19' 39.8"	50° 55' 17.7"
P34	Pantanal do Araguaia	Corixo Sta. Cruz	COSC	13° 05' 07.0"	51° 05' 53.4"
P37	Pantanal do Araguaia	Rio Forquilha	RIF	12° 56' 0.2"	50° 53' 55.0"
P35	Pantanal do Araguaia	Rio São João Grande	RSJG	12° 47' 12.2"	51° 06' 42.7"

havia sido reportada para a região Noroeste de Mato Grosso, município de Aripuanã (Flint 1978). Esses registros ampliam a área de ocorrência da espécie em direção ao Leste do Estado.

Macrostemum santaeritae (Ulmer, 1905)

Material examinado: 1♂ e 9♀ [nº 3533] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Araguaiana, Rio Pindaíba em sexta ordem (P18), tributário da margem direita do médio Rio das Mortes, 15/xi/05, S 14º 54' 10"e O 52º 00' 21", 291 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Argentina e Brasil – AM, PA e MT (novo registro).

Comentários: espécie registrada para a Argentina e para a Amazônia brasileira é registrada pela primeira vez em Mato Grosso, o que amplia sua distribuição em direção à região Centro-oeste do Brasil.

Macrostemum ulmeri (Banks, 1913)

Material examinado: 1♂ [nº 3535] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Nova Xavantina, Córrego Caveira em segunda ordem

Tabela 2. Lista das espécies de Trichoptera registradas para Mato Grosso, incluindo novos registros e distribuição nos estados do Brasil.
Table 2. List of Trichoptera species recorded from Mato Grosso, including new records and distribution by state of Brazil.

Taxon	Bibliografia	Distribuição*
Calamoceratidae		
Phylloicus Müller, 1880	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	Novo registro em MT
Ecnomidae		
Austrotinodes Schmid, 1985	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	Novo registro em MT
Glossosomatidae		
Mortoniella (Ulmer, 1906)	Blahnik & Holzenthal (2008)	Novo registro em MT
Protoptila Banks, 1904	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	Novo registro em MT
Helicopsychidae		
Helicopsyche Siebold, 1859	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	Novo registro em MT
Hydrobiosidae		
Atopsyche Banks, 1905	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	Novo registro em MT
Hydropsychidae		
Blepharopus diaphanus Kolenati, 1859	Flint & Wallace (1980), Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	RJ, SC, PR, MG, AC e MT
Leptonema amazonense Flint, 1978	Flint (1978), Flint et al. (1987)	RR e MT, novo registro
Leptonema aspersum (Ulmer, 1907)	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	BA, MT e MS
Leptonema crassum Ulmer, 1905	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	RR, MG, ES, SP, MT e GO
Leptonema maculatum Mosely, 1933	Paprocki et al. (2004), Flint et al. (1987)	AM, PA e MT
Leptonema rostratum Flint, McAlpine & Ross, 1987	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	AM, RR, PA e MT
Leptonema sparsum (Ulmer), 1905	Paprocki et al. (2004), Flint et al. (1987)	RO, AM, PA, RJ, SP, SC, MT, GO, DF, PR e MG
Leptonema spinulum Flint, McAlpine & Ross, 1987	Dumas et al. (2010), Santos et al. (2010)	AM, DF, PA e MT
Macronema hageni Banks, 1924	Paprocki et al. (2004)	AM, PA, MG e MT, novo registro
Macronema percitans Walker, 1860	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	AM, PA e MT
Macronema pertyi Banks, 1924	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	MT
Macrostemum arcuatum (Erichson, 1848)	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	AM, PA e MT
Macrostemum hyalinum (Pictet, 1836)	Paprocki et al. (2004)	MT, novo registro
Macrostemum santaeritae (Ulmer, 1905)	Paprocki et al. (2004)	MT, novo registro
Macrostemum ulmeri (Banks, 1913)	Paprocki et al. (2004)	MT, novo registro
Smicridea (Rhyacophylax) abrupta Flint, 1974	Flint (1978), Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	MT e AM
Smicridea (R.) appendiculata Flint, 1972	J.L.D. Albino et al. (*dados não publicados*)	AM, MG e MT
S. (R.) coronata Flint, 1980	J.L.D. Albino et al. (*dados não publicados*)	MG, SP e MT
S. (R.) ephippifer Flint, 1978	J.L.D. Albino et al. (*dados não publicados*)	PA e MT
Smicridea (R.) mesembrina Navás 1918	J.L.D. Albino et al. (*dados não publicados*)	MT
S. (R.) palmar Sganga, 2005	J.L.D. Albino et al. (*dados não publicados*)	MT
Smicridea (Smicridea) palifera Flint, 1981	Paprocki et al. (2004)	RJ, MT, novo registro
Smicridea (S.) truncata Flint, 1974	Flint (1974), Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2008)	AM, PA e MT, novo registro
Synoestropsis furcata Flint, 1974	Calor (2008b), Santos et al. (2010)	PA, MT
Synoestropsis grisoli Navás, 1924	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	AM, PA, MG e MT
Hydroptilidae		
Bredinia espinosa Harris, Holzenthal & Flint, 2002	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	RO e MT
Flintiella astilla Harris, Holzenthal & Flint, 2002	Santos et al. (2010)	BA, PR, SP e MT
Oxyethira Eaton, 1873	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	MT, novo registro
Leptoceridae		
Achoropsyche duodecimpunctata (Navás, 1916)	Holzenthal (1984)	AM, RR, PA, ES, SC, PR, MG, SP e MT, novo registro
Amazonatolica hamadae Holzenthal & Pes, 2004	Holzenthal & Pes (2004)	AM, BA, RO e MT, novo registro

*AC = Acre; AM = Amazonas; BA = Bahia; DF = Distrito Federal; GO = Goiás; ES = Espírito Santo; MG = Minas Gerais; MT = Mato Grosso; PA = Pará; PR = Paraná; RJ = Rio de Janeiro; RR = Roraima; SC = Santa Catarina; e SP = São Paulo.

Tabela 2. Continuação...

Taxon	Bibliografia	Distribuição*
Amphoropsyche Holzenthal, 1985	Holzenthal (1985)	MT, novo registro
Nectopsyche nigricapilla (Navás, 1920)	Flint et al. (1999)	MT, novo registro para o Brasil
Nectopsyche quatourguttata (Navás, 1922)	Flint et al. (1999)	MT, novo registro para o Brasil
Notalina Mosely, 1936	Paprocki et al. (2004), Holzenthal (1986), Calor & Froehlich (2008)	MT, novo registro
Oecetis McLachlan, 1877	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	MT, novo registro
Triplectides Kolenati, 1859	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005), Holzenthal (1988)	
Odontoceridae		
Marilia Müller, 1880	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	MT, novo registro
Philopotamidae		
Chimarra (Curgia) conica Flint, 1998	Paprocki et al. (2004), Santos et al. (2010)	CE, GO, MG, MT, RJ, RO e SC
Wormaldia McLachlan, 1865	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	MT, novo registro
Polycentropodidae		
Cernotina Ross, 1938	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	MT, novo registro
Cyrnellus fraternus (Banks, 1905)	Paprocki et al. (2004)	AM, PA, MG, PR, SC e MT, novo registro
Polycentropus Curtis, 1835	Paprocki et al. (2004)	MT, novo registro
Polyplectropus Ulmer, 1905	Paprocki et al. (2004), Pes et al. (2005)	MT, novo registro
Xiphocentronidae		
Xiphocentron Brauer, 1870	Paprocki et al. (2004)	MT, novo registro

*AC = Acre; AM = Amazonas; BA = Bahia; DF = Distrito Federal; GO = Goiás; ES = Espírito Santo; MG = Minas Gerais; MT = Mato Grosso; PA = Pará; PR = Paraná; RJ = Rio de Janeiro; RR = Roraima; SC = Santa Catarina; e SP = São Paulo.

(P15), tributário da Bacia do Rio Pindaíba, 06/v/08, S 14º 59' 53" e O 52º 18' 17", 328 m de altitude, col.: H. S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Colômbia, Costa Rica, Equador, Honduras, Panamá, Peru, Suriname e Brasil – AM, PA, RO, MG e MT.

Comentários: espécie de ampla distribuição em toda a região neotropical (Flint et al. 1999), ocorre em vários estados brasileiros principalmente da região Norte e Sudeste (Paprocki et al. 2004). Esta espécie foi pela primeira vez registrada em Mato Grosso a partir de uma fêmea (Flint 1978), contudo, apesar das coordenadas geográficas apresentadas corresponderem a região leste de Mato Grosso, referências quanto as localidades não foram especificadas. Sendo assim este registro configura material adicional ao conhecimento da distribuição da espécies no Estado.

LEPTOCERIDAE

Achoropsyche duodencimpunctata (Navás, 1916)

Material examinado: 122♂ e 46♀ [nº 253, 254, 256, 257, 258, 259, 260, 262, 267, 383, 386] (em álcool) e [nº 105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 113, 114] (a seco), Brasil: Mato Grosso: Ribeirão Cascalheira, Corixo Santa Cruz (P34), braço direito do Rio das Mortes, 09-10/viii/2000 e 15/v/2001, S 12º 58' 20,8" e O 50º 50' 36,6", 230 m de altitude, col.: H.S.R Cabette & *leg*.; 1♂ [nº 386] (em álcool), Mato Grosso, Brasil: Cocalinho, Rio Forquilha (P37), 26/vi/2000, S 12º 56' 0,2" e O 50º 53' 55,0", altitude de 232 m, col.: H.S.R Cabette & *leg*.; 4♂ e 9♀ [nº 260] (em álcool), Mato Grosso, Brasil: Novo Santo Antonio, Rio São João Grande, (P36), 29/vi/2000, S 12º 47' 12,2" e O 51º 06' 42,7", 221 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Argentina, Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana, Paraguai, Peru, Suriname, Uruguai, Venezuela e Brasil – AM, RO, PA, ES, SC, PR, MG, SP e MT (novo registro).

Comentários: essa espécie foi descrita no gênero *Setodes* por Navás (1916) e posteriormente deslocada para *Brachysetodes* por Flint (1972). Holzenthal (1984) revisou o gênero *Brachysetodes* e criou uma nova tribo, Achoropsychini, transferindo essa espécie para o gênero monotípico *Achoropsyche.* Espécie de ampla distribuição na América do Sul (Holzenthal 1984, Flint et al. 1999), ocorre em vários estados da região Norte, Sul e Sudeste do Brasil (Paprocki et al. 2004). Neste estudo, adultos foram coletados próximos a lagos e rios de grande porte, corroborando informações da descrição (Holzenthal 1984), sendo pela primeira vez registrada em Mato Grosso, ampliando sua distribuição para a região Centro-oeste do Brasil.

Amazonatolica hamadae Holzenthal & Pes, 2004

Material examinado: 7 larvas [nº 3097, 3100, 3113, 3114, 3115, 3141] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Querência, Córrego Lúcio na segunda ordem (P25), afluente do Rio Darro, 19/xii/07, 23/v/07 e 23/v/08, S 13° 05' 34,5" e O 52° 15' 16,9", 355 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Brasil – AM, BA, RO e MT (novo registro).

Comentário: espécie de distribuição aparentemente disjunta no Brasil, não havia sido formalmente registrada para nenhuma outra localidade desde sua descrição. Essa espécie foi encontrada em um riacho de pequeno porte preservado e de águas levemente ácidas da transição Cerrado-Floresta Amazônica, corroborando as informações da descrição (Holzenthal & Pes 2004), sendo este seu primeiro registro em Mato Grosso, o que amplia sua distribuição em direção a borda Sul - Amazônica a nordeste do Estado.

Nectopsyche quatourguttata (Navás, 1922)

Material examinado: 1♂ [nº 829] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Novo Santo Antônio, Rio das Mortes, Corixo Santa Cruz (braço do Rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil), 23/v/04,

S 13º 05' 07,0" e O 51º 05' 53,4", 232 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & *leg*.; 1♂ e 2♀ [nº 817] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Novo Santo Antônio, Lago São João Grande (P36), 21/v/04, S 12º 58' 20,8" e O 50º 50' 36,6", altitude de 230 m, col.: H.S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Bolívia, Peru, Guiana, Suriname e Brasil – MT (novo registro).

Comentário: os exemplares desta espécie haviam sido previamente reportados para a Bolívia por Navás como *Leptocella* Navás, 1922. Schmid (1949) transferiu estes exemplares para o gênero *Nectopsyche* Müller, 1879 e registros adicionais foram providos para o Peru, Guiana e Suriname (Flint 1974, 1996, Flint et al. 1999). O registro em Mato Grosso é o primeiro da espécie para o Brasil, ampliando sua distribuição em direção leste na América do Sul.

Nectopsyche nigricapilla (Navás, 1922)

Material examinado: 1♂ e 1♀ [nº 255, 263] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Cocalinho, Rio Forquilha (P37), 13/v/01, S 12º 56' 00,2" e O 50º 53' 55,0", 232 m de altitude, col.: H.S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Paraguai, Argentina, Colômbia e Brasil – MT (novo registro).

Comentário: essa espécie foi descrita por Navás em *Leptocella*, a partir de exemplares coletados no Paraguai. Schmid (1949) a transferiu para *Nectopsyche* e Flint (1972) proveu registros distribucionais e sinonímia de *Leptocella ornatta* (Navás, 1933). O registro em Mato Grosso é o primeiro para o Brasil, ampliando sua distribuição em direção a leste na América do Sul.

POLYCENTROPODIDAE

Cyrnellus fraternus (Banks, 1905)

Material examinado: 4♂ e 11♀ [nº 820, 824, 827, 831] (em álcool), Brasil: Mato Grosso: Novo Santo Antônio, Lago Sucupira (P39), Parque Estadual do Araguaia, 23-24/v/2004, 21/vi/2004, S 12º 19' 39,8" e O 50º 55' 17,7", 207 m de altitude, col.: H. S.R. Cabette & *leg*.

Distribuição: Costa Rica, Equador, El Salvador, Estados Unidos, México, Nicarágua, Panamá, Paraguai, Suriname, Uruguai, Venezuela e Brasil – AM, PA, MG, PR, SC e MT (novo registro).

Comentários: esta espécie apresenta ampla distribuição nas Américas (Flint et al. 1999) ocorrendo em vários Estados do Brasil (Paprocki et al. 2004). Sua ocorrência era desconhecida na região Centro-oeste do Brasil, sendo o primeiro registro da espécie no Estado.

Discussão

Paprocki et al. (2004) registraram 378 espécies para o país, mas apenas oito para Mato Grosso: *Leptonema crassum* Ulmer, 1905, *L. sparsum* Ulmer, 1905, *L. rostratum* Flint McAlpine & Ross, 1987, *L. spinulum* Flint McAlpine & Ross, 1987, *Macronema pertyi* Banks, 1924, *M. percitans* Walquer, 1860 (Hydropsychidae), *Bredinia espinosa* Harris et al., 2002 (Hydroptilidae) e *Chimarra* (*Curgia*) *conica* Flint, 1983 (Philopotamidae). Contudo, estes autores não incluíram em seus registros espécies previamente reportadas para o Estado por Flint (1978): *L. aspersum* (Ulmer, 1907), *L. maculatum* (Mosely, 1933), *Smicridea abrupta* Flint 1974, *Synoestropsis furcata* Flint, 1974 e *Synoestropsis grisoli* Navás, 1924, incluídas na lista das espécies para os Estados do Brasil (Santos et al. 2010), o que duplicou a lista da fauna conhecida para 16 espécies.

Recentemente, Calor (2008b) registrou a ocorrência de *Synoestropsis furcata* Flint, 1974 na região de Nova Xavantina e descreveu larvas obtidas no Rio Suiá-Miçú, no município de Ribeirão Cascalheira, Leste de Mato Grosso. Analisando a fauna de *Smicridea* de tributários da Bacia do Rio Pindaíba, Albino (2009) adiciona oito espécies para o Estado, sendo quatro espécies novas e ainda não descritas (não incluídas na lista) e quatro novos registros. Calor (*inf. pessoal*) relata ainda, a existência de espécies novas de *Triplectides* e de uma possível espécie nova de *Oecetis* para o Estado, contudo esse material está ainda em análise. Somando as espécies registradas nos inventários da fauna de Trichoptera com informações para Mato Grosso (Flint 1978, Paprocki et al. 2004, Calor 2008b, Albino 2009), aos 10 registros do presente estudo, tem-se um total de 30 espécies conhecidas no Estado.

Para o Brasil, o número atualizado de espécies é aproximadamente 520, mas considerando o número de espécies depositadas em museus do Brasil e do exterior (Calor 2009 ≈ 300 espécies), ainda por serem descritas, espera-se que esse montante possa aumentar consideravelmente. Além disso, boa parte dos Trichoptera amostrados em estudos prévios na região leste de Mato Grosso se restringe a larvas não associadas a adultos e permanece ainda sem identificação no nível específico. Estas se encontram morfoespeciadas na coleção CZNX, totalizando 109 morfoespécies até então (Nogueira 2011), revelando que o conhecimento taxonômico da fauna de Trichoptera é extremamente precário e merecedor de atenção em especial no Cerrado e na região de transição Cerrado-Floresta Amazônica. Os ambientes aquáticos são extremamente variados no Mato Grosso, onde três importantes biomas brasileiros estão representados (Cerrado, Floresta Amazônica e Pantanal), o que faz estes estudos ainda mais atrativos.

Uma das principais lacunas de conhecimento acerca da ordem é a carência de informações taxonômicas para larvas, o que impossibilita as atividades de biomonitoramento e escolha de espécies indicadoras de qualidade ambiental. A distribuição fragmentada de muitas espécies conhecidas para o Brasil tem se mostrado muito mais um artefato da carência de estudos, uma vez que muitas delas apresentam registros somente para sua localidade-tipo (Dumas et al. 2010). Conclusões a respeito dos padrões biogeográficos de grupos previamente tidos como endêmicos e de distribuição restrita podem estar representando na realidade a deficiência de estudos com a fauna da região como verificado para outros estados brasileiros (Blahnick et al. 2004).

A fauna de Trichoptera no Estado de Mato Grosso é ainda pobremente conhecida, neste sentido, a criação de larvas para associação aos adultos juntamente com estudos de levantamentos regionais dos adultos se mostram promissores para o melhor entendimento da taxonomia, biogeografia e ecologia destes insetos.

Agradecimentos

Nós agradecemos Drª. Gisele L. Almeida (MN) e à Drª. Ana Maria O. Pes (INPA) pelo suporte na identificação de vários exemplares de Trichoptera, ao Dr. Frederico F. Salles, ao Dr. Jorge Luiz Nessimian e a Drª. A.M.O. Pes (INPA) pela revisão de uma versão prévia deste manuscrito e a dois revisores anônimos pelas ricas sugestões. Ao CNPq, Proc. nº 520345/99-1, PROBIO /MMA/, Proc. nº 680020/02-0, à FAPEMAT, Proc. nº 098/2004, à FAPEMAT, Proc. nº 0907/2006 e ao CNPq, Proc. nº 520268/2005-9 pelo fomento aos projetos. O primeiro autor é grato pela bolsa de Mestrado CAPES e ao Laboratório de Entomologia de Nova Xavantina pelo suporte laboratorial e auxílio em campo.

Referências Bibliográficas

ALBINO, J.L.D. 2009. Taxonomia do gênero Smicridea McLachlan (Trichoptera: Hydropsychidae) de três estado da Amazônia. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

ANGRISANO, E.B. & KOROB, P.G. 2001. Trichoptera. In Guia para la identificacion de los artrópodos bentônicos sudamericanos (H. R. Fernández & E. Domínguez, eds.). Universidade Nacional de Tucamán, Tucamám.

BLAHNIK, R.J. 2005. *Alterosa*, a new caddisfly genus from Brazil (Trichoptera: Philopotamidae). Zootaxa. 991: 1-60.

BLAHNIK, R.J. 2002. Systematics of *Otarrha*, a new Neotropical subgenus of *Chimarra* (Trichoptera: Philopotamidae). Syst. Entomol. 27:65-130. http://dx.doi.org/10.1046/j.0307-6970.2001.00166.x

BLAHNIK, R.J. & HOLZENTHAL, R.W. 2008. Revision of the Mexican and Central American species of *Mortoniella* (Trichoptera: Glossosomatidae: Protoptilinae). Zootaxa. 1711:1-72.

BLAHNIK, R.J., PAPROCKI, H. & HOLZENTHAL, R.W. 2004. New distribution and species records of Trichoptera from southern and southeastern Brazil. Biota Neotrop. 4(1):1-6. http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?inventory+BN01304012004 (ultimo acesso em 22/09/2010).

CALOR, A.R. 2008a. A new species of *Notalina* Mosely, 1936 (Trichoptera: Leptoceridae) from Chapada dos Veadeiros National Park, Goiás State, Brazil. Biota Neotrop. 8(3):175-178. http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02108032008 (ultimo acesso em 22/09/2010).

CALOR, A.R. 2008b. Description of the larvae of *Synoestropsis furcata* Flint, 1974 (Trichoptera: Hydropsychidae) from central-western region, Brazil. Aquat. Insects. 30(4):319-325. http://dx.doi.org/10.1080/01650420802334079

CALOR, A.R. 2009. Considerações Acerca da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados para as Hipóteses ou dos Cenários para os Dados. EntomoBrasilis. 2: 1-10.

CALOR, A.R. 2011. Checklist dos Trichoptera (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 11(1):prelo.

CALOR, A.R. & FROEHLICH, C.G. 2008. Description of the immature stages of *Notalina morsei* HOLZENTHAL, 1986 (Trichoptera: Leptoceridae) and an updated key to larvae of Neotropical Leptoceridae genera. Zootaxa. 1779:45-54.

CALOR, A.R., HOLZENTHAL, R.W. & D.S. AMORIM. 2006. Phylogenetic analysis of *Notalina* (*Neonotalina*) Holzenthal (Trichoptera: Leptoceridae), with the description of two new species from southeastern Brazil. Zootaxa. 1131:33-48.

DE MOOR, F.C. & IVANOV, V.D. 2008. Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. Hydrobiologia. 595:393-407. http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9113-2

DUMAS, L.L. & NESSIMIAN, J.L. 2009a. A new species of *Leptonema* Guérin (Trichoptera: Hydropsychidae) from southeastern Brazil. Zootaxa. 2245:65-68.

DUMAS, L.L. & NESSIMIAN, J.L. 2009b. Description of two new species of *Marilia* Müller (Trichoptera, Odontoceridae) from southeastern Brazil, including the description of the female of *Marilia major* Müller. Rer. Bras. Entomol. 53(3):344-348. http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000300006

DUMAS, L.L., SANTOS, A.P.M., JARDIM, G.A., FERREIRA-JUNIOR, N. & NESSIMIAN, J.L. 2010. Insecta, Trichoptera: new records from Brazil and other distributional notes. Checklist. 6(1):7-9.

FLINT JUNIOR, O.S. 1972. Studies of Neotropical Caddisflies, XIV: on a collection from northen Argentina. Proc. Biol. Soc. Washing. 75:219.

FLINT JUNIOR, O.S. 1974. Studies of Neotropical Caddisflies, XV: the Trichoptera of Surinam. Stud. Fauna Suri. Guianas. 14(55):1-151.

FLINT JUNIOR, O.S. 1978. Studies of Neotropical Caddisflies, XXII: Hydropsychidae of Amazon Basin (Trichoptera). Amazoniana. 6(3):373-421.

FLINT JUNIOR, O.S. 1996. *The Trichoptera colleted on the expeditions to Parque Manu, Madre de Dios, Peru*. 369-430pp. In Manu: The biodiversity of southeastern Peru (D.E. Wilson & A. Sandoval, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington.

FLINT JUNIOR, O.S., HOLZENTHAL, R.W. & HARRIS, S.C. 1999. Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: *Trichoptera*). Ohio Biological Survey, Ohio, 239p.

FLINT JUNIOR, O.S., MCALPINE, J.F. & ROSS, H.H. 1987. A revision of the Genus *Leptonema* Guérin (Trichoptera: Hydropsychidae: Macronematinae). Smith. Contrib. Zool. 450:1-193. http://dx.doi.org/10.5479/si.00810282.450

FLINT JUNIOR, O.S. & WALLACE, J.B. 1980. Studies of Neotropical Caddisflies, XXV: The immature stages of *Blepharopus diaphanus* and *Leptonema columbianum* (Trichoptera: Hydropsychidae). Proc. Biol. Soc. Washing. 93(1):178-193.

HOLZENTHAL, R.W. 1984. Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera) 1: *Achoropsyche*, a new genus. Proc. Int. Symp. Trichoptera. 4:181-184.

HOLZENTHAL, R.W. 1985. Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera), II: *Amphoropsyche*, a new genus and species of Leptocerinae from northern South America. International Journal of Entomology. 27: 254-269.

HOLZENTHAL, R.W. 1986. The Neotropical species of *Notalina*, a southern group of long-horned caddisflies (Trichoptera: Leptoceridae). Syst. Entomol. 11:61-73. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3113.1986.tb00165.x

HOLZENTHAL, R.W. 1988. Systematics of Neotropical *Triplectides* (Trichoptera: Leptoceridae). Ann. Entomol. Soc. Am. 81(2):187-208.

HOLZENTHAL, R.W. & PES, A.M.O. 2004. A new genus of long-horned caddisfly from the Amazon basin (Trichoptera: Leptoceridae: Grumichellini). Zootaxa. 621:1-16.

MORSE, J.C., (ed.). 2011. Trichoptera World Checklist. http://entweb.clemson.edu/database/trichopt/index.htm (acessado em 22/02/2011)

NESSIMIAN, J.L. & DUMAS, L.L. 2010. Description of the immature stages of *Leptonema tridens* (Insecta: Trichoptera: Hydropsychidae) from southeastern Brazil with notes on its biology. Zoologia. 27:465-471.

PAPROCKI, H., HOLZENTHAL, R.W. & BLAHNIK, R.J. 2004. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil I. Biota Neotrop. 4(1):2-22. http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?inventory+BN01204012004 (ultimo acesso em 22/09/2010).

PES, A.M.O. 2005. Taxonomia, estrutura e riqueza das comunidades de larvas e pupas de Trichoptera (Insecta), em igarapés na Amazônia Central. Tese doutorado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

PES, A.M.O., HAMADA, N. & NESSIMIAN, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. Rev. Bras. Entomol. 49:181-204. http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262005000200002

PES, A.M.O., HAMADA, N. & SOARES, C.C. 2008. Description of the last-instar larva and pupa and the bionomics of Smicridea (Smicridea) truncata Flint (Trichoptera: Hydropsychidae) in Central Amazonia, Brazil. Zootaxa. 1732:56-60.

QUINTEIRO, F.B., CALOR, A.R. & FROEHLICH, C.G. 2011. A new species of *Phylloicus* Müller, 1880 (Trichoptera: Calamoceratidae), from southeastern Brazil, including descriptions of larval and pupal stages. Zootaxa. 2748:38-46.

ROBERTSON, D.R. & HOLZENTHAL, R.W. 2005. The Neotropical caddisfly genus *Tolhuaca* (Trichoptera: Glossosomatidae). Zootaxa. 1063:53-68.

ROBERTSON, D.R. & HOLZENTHAL, R.W. 2006. The Neotropical caddisfly genus *Canoptila* (Trichoptera: Glossosomatidae). Zootaxa. 1272:45-59.

SANTOS, A.P.M., DUMAS, L.L., JARDIM, G.A. & NESSIMIAN, J.L. 2010. Brazilian Caddisflies: Checklists and Bibliography. https://sites.google.com/site/braziliancaddisflies (ultimo acesso em 20/09/2010)

SCHMID, F. 1949. Les Trichoptères de la Collection Navás. Eos. 25:305-426.

WIGGINS, G.B. 1996. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). University of Toronto Press, Toronto, 457p.

Recebido em 30/09/2010
Versão reformulada recebida em 01/05/2011
Publicado em 08/06/2011

Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altiduninais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil

José Ataliba Mantelli Aboin Gomes[1], Luís Carlos Bernacci[1,3] & Carlos Alfredo Joly[2]

[1]NPD Jardim Botânico, Centro de Recursos Genéticos, Instituto Agronômico – IAC,
Av. Theodureto A. Camargo, 1500, Fazenda Santa Elisa,
CEP 13075-630, Campinas, SP, Brasil. http://herbario.iac.sp.gov.br
[2]Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP,
CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil. www.ib.unicamp.br
[3]Autor para correspondência: Luís Carlos Bernacci, e-mail: bernacci@iac.sp.gov.br

GOMES, J.A.M.A., BERNACCI, L.C. & JOLY, C.A. **Floristic and structural differences, between two altitudinal quotas, of the Submontane Atlantic Rainforest within the Serra do Mar State Park, municipality of Ubatuba/SP, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn02611022011

Abstract: This study presents a comparative analyzes of two areas of Atlantic Rain Forest, in the municipality of Ubatuba (SP), Brazil, and tests the hypothesis that floristic composition and phytosociological structure change along an altitudinal gradient. Two 1-ha plots were installed, respectively, at 190 (PLOT G) and 350 m (PLOT I) above see level, and within these plots all individuals with DBH ≥ 4.8 cm were sampled, measured and identified. In total we found 252 species, belonging to 134 genera and 53 families, diversity H' of 4.425 nats/individual, and 103 species (41% of total) common to both plots. But, among the 10 top species in Absolute Dominance only two: *Cryptocarya mandioccana* and *Sloanea guianensis* were found in both plots. In PLOT G we found 1496 individuals distributed in 152 species, 101 genera and 41 families, with H' = 3.961 nats/individual and 48 exclusive species (32%). In PLOT I we found 1993 individuals distributed in 203 species, 111 genera, 50 families, with H' = 4.339 nats/individual and 100 exclusive species (49%). Supporting our hypothesis, the comparative analyzes showed that there are significant differences in density ($p < 0.01$, $t = 7.10$), richness ($p < 0.01$, $t = 7.76$) and volume ($p = 0.02$, $t = 2.44$), between the two sampled areas. The pattern here observed shows that the plot installed closer to the middle of the Serra do Mar slope (350 m) presented a higher number of individuals, higher richness and higher scores of volume, when compared to that closer to the base of the slope (190 m).
Keywords: *tree diversity, Atlantic Forest, floristic composition, species ricnhness, altitudinal gradient, BIOTA Functional Gradient Project.*

GOMES, J.A.M.A., BERNACCI, L.C. & JOLY, C.A. **Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altiduninais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn02611022011

Resumo: Este estudo apresenta a análise comparativa entre duas áreas da Floresta Atlântica Ombrófila Densa Submontana, em Ubatuba (SP), Brasil e testa a hipótese de que diferenças em altitude podem representar alterações na composição florística e estrutura fitossociológica. As duas parcelas de um hectare (100 x 100 m) foram instaladas a 190 (PLOT G) e 350 m (PLOT I) acima do nível do mar, sendo amostrados e identificados todos os indivíduos, exceto lianas, com DAP (Diâmetro à Altura do Peito) ≥ 4.8 cm. No total, foram encontradas 252 espécies, pertencentes a 134 gêneros e 53 famílias, a diversidade H' de 4,425 nats/indivíduos e 103 espécies (41% do total) em comum entre as duas áreas. Mas, entre as 10 principais espécies em dominância absoluta apenas duas se repetem entre as áreas: *Cryptocarya mandioccana* e *Sloanea guianensis*. No PLOT G existem 1.496 indivíduos distribuídos em 152 espécies, 101 gêneros e 41 famílias, com H' = 3,961 nats/indivíduo e 48 espécies exclusivas à área (32%). No PLOT I existem 1.993 indivíduos distribuídos em 203 espécies, 111 gêneros, 50 famílias, com H' = 4,339 nats/indivíduo e 100 espécies exclusivas à área (49%). Entre as duas parcelas, aos 190 e 350 m, houve diferença significantiva (gl = 198) na densidade ($p < 0,01$, $t = 7,10$), riqueza ($p < 0,01$, $t = 7,76$) e volume ($p = 0,02$, $t = 2,44$). Os resultados indicam que a diversidade específica, estrutura fitossociológica e composição florística diferem entre as duas cotas altitudinais, sendo observados mais indivíduos, maior riqueza e volume na parcela instalada próxima ao meio da encosta (350 m de altitude) do que naquela instalada mais próxima à base da encosta (190 m de altitude).
Palavras-chave: *diversidade arbórea, Mata Atlântica, composição florística, riqueza de espécies, gradiente altitudinal, Projeto Temático BIOTA Gradiente Funcional.*

Introdução

A complexa região fito-geográfica Floresta Ombrófila Densa Atlântica, definida por Veloso et al. (1991), apresenta uma ampla variação de altitude e latitude, além de grandes variações climáticas e edáficas (Torres et al. 1997, Oliveira Filho & Fontes 2000, Scudeller et al. 2001). Estas variações promovem uma grande heterogeneidade de habitats, possibilitando uma alta diversidade e riqueza de espécies na comunidade vegetal (Mori et al. 1981, Leite & Klein 1990, Guedes-Bruni & Lima 1997, Thomas 1998, Joly et al. 1999). Como consequência das variações de habitat em escala local, pode ocorrer diferenças na composição florística e estrutura entre localidades próximas (Leitão Filho1987, Peixoto & Gentry 1990, Morellato 2000, Ivanauskas et al. 2000).

O Núcleo Picinguaba, parte integrante do Parque Estadual da Serra do Mar, apresenta uma localização ambientalmente estratégica, fazendo a ligação entre o Parque Estadual da Serra do Mar com o Parque Nacional da Serra da Bocaina (80 mil ha), no Estado de São Paulo, e com a Área de Proteção Ambiental (APA) do Cairuçu (30 mil ha), no Estado do Rio de Janeiro, e forma um grande corredor para uma fauna diversificada, infelizmente ameaçada de extinção (Instituto Florestal s/d). Adicionalmente, tem o único ponto do Parque Estadual da Serra do Mar que atinge a orla marítima. A floresta em Picinguaba chega até os costões rochosos e se espalha pela planície litorânea em sete praias. Com uma área de abrangência de 47 mil ha, está totalmente inserido no município de Ubatuba (Instituto Florestal s/d). O conhecimento sobre a composição e estrutura da vegetação na região do litoral norte paulista ainda é muito escasso, podendo-se mencionar os estudos de Silva & Leitão Filho (1982), em área de encosta; Furlan et al. (1990) e Cesar & Monteiro (1995), em áreas de restingas; Sanchez et al. (1999), em floresta ripária; Garcia (1995) e Assis (1999), sobre relações do relevo, solo e vegetação; Sanchez (2001), ao longo de gradientes de altitudes.

Diferenças na estrutura e na composição de florestas ao longo de um gradiente de altitude têm sido documentadas em diversos trabalhos ao redor do globo, sendo essas diferenças geralmente atribuídas ou a variações de microclima (Odland & Birks 1999, Monteiro & Fisch 2005), ou irradiação solar (Proctor et al. 1988), ou topografia e/ou solo (Rodrigues et al. 1989, Oliveira Filho et al. 1994, Yamakura et al. 1995, Oliveira Filho et al. 1998, Takyu et al. 2002a-b, Martins et al. 2003, Aiba et al. 2004, Carvalho et al. 2005, Cielo Filho et al. 2007), ou à altitude (Lieberman et al. 1985, Sruatek & Kolbek 1994, Lieberman et al. 1996, Aiba & Kitayama 1999, Sanchez 2001). Em uma escala local, mecanismos biológicos têm sido reconhecidos como preponderantes para a biodiversidade, enquanto em na macro-escala fatores climáticos ganham importância (Whittaker et al. 2001).

Em florestas tropicias, em montanhas relativamente baixas (até cerca de 1.000 m) da Ásia, com a presença frequente de nuvens (altitudes entre 280-870 m, cerca 5º N), a diversidade foi maior na porção intermediária (a cerca de 480-540 m) da encosta (Proctor et al. 1988), enquanto em outra sem a presença frequente de nuvens (200-850 m, cerca 4º N), foi observado aumento da riqueza, relacionado com o aumento da densidade, em função da altitude (Pendry & Proctor 1997). Na América Central, em montanha mais alta, a composição e a estrutura da vegetação das florestas variaram com a altitude (100-2600 m, cerca 10º N), sendo que a áreas de maior riqueza foram aquelas situadas aos 300 e 500 m de altitude, particularmente na primeira (Lieberman et al. 1996).

No Brasil, para a Mata Atlântica, tem sido evidenciado que tanto padrões florísticos locais como regionais são influenciados pela altitude. Na região sudeste, a altitude foi o principal fator influenciando as diferenças florísticas na Mata Atlântica *sensu lato* (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Igualmente, no sul de Minas Gerais (Meireles et al. 2008), foram observadas diferenças florísticas associadas com a altitude. A influência da altitude foi evidenciada entre as florestas semidecíduas (Salis et al. 1995, Torres et al. 1997) e entre as florestas ombrófilas (Scudeller et al. 2001), bem como entre os dois tipos de vegetação (Ivanauskas et al. 2000). Em escala local, na Serra do Japi – SP (Rodrigues et al. 1989), e em Imbé - RJ (Moreno et al. 2003), igualmente, foram observadas diferenças florísticas associadas a diferenças altitudinais.

Em Ubatuba (a cerca de 23º S), no litoral norte de São Paulo, a proximidade entre as Serras do Mar e da Mantiqueira, funciona como barreira tanto das frentes frias, como das convergências úmidas intertropicas, dificultando o avanço desses mecanismos úmidos para o interior do continente, favorecendo as chuvas no litoral, praticamente o ano todo (Barbosa 2006). O presente estudo tem como objetivo avaliar a biodiversidade e se é possível detectar diferenças florísticas e estruturais na cobertura florestal no maçico da Serra do Mar (com altitudes até cerca de 1.200 m), entre áreas relativamente próximas entre si. Particularmente, responder às seguintes perguntas: existem e quais são as diferenças na composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo entre um trecho de floresta ombrófila submontana a cerca de 190 m e outro a cerca de 350 m de altitude?

Materiais e métodos

1. Áreas de estudo

As áreas escolhidas para este estudo estão situadas no Núcleo Picinguaba, do Parque Estadual da Serra do Mar. A vegetação pode ser classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana (Veloso et al. 1991), sendo que o clima regional, de acordo com o sistema de Köppen (1948), é Af (tropical chuvoso), sem estação seca e com uma precipitação média anual de 2.600 mm (Sanchez et al. 1999). Nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 60 mm e no mês mais chuvoso, janeiro, chega a atingir 370 mm, sendo que a umidade relativa nunca é inferior a 85% (Sanchez et al. 1999). As duas áreas, PLOT G e PLOT I (Joly et al. 2011), eram distantes aproximadamente 700 m entre si, sendo distribuídas em uma mesma encosta, às quais se chega através de uma mesma trilha (que é praticamente o único acesso a elas, e utilizada desde o passado distante). O solo (Martins 2010), nos locais que incluem as áreas de estudo, apresenta textura franco-argilo-arenosa, sendo que a maior reserva nutricional encontra-se nos primeiros centímetros (0-5 cm), com 4.600 ppm ($mg.kg^{-1}$) de nitrogênio (N, média de 2-2,5 $g.kg^{-1}$ até 1 m de profundidade), mas a fertilidade é considerada baixa (embora o solo seja significativamente mais fértil que em locais próximos, em outras altitudes) e elevados os níveis de Al (significativamente mais baixos que em menores altitudes).

Na área considerada como aos 190 m de altitude (PLOT G - 23° 22’ 26’’ S e 45° 04’ 51’’ W), a altitude variou de 176 a 198 m (média de 188 m, havendo uma diferença de 22 m entre a menor e maior altitude), e naquela considerada aos 350 m (média das altitudes – PLOT I - 23° 22’ 01’’ S e 45° 05’ 01’’ W) a amplitude de variação da altitude foi maior (49 m) indo de 325 a 374 m.

2. Análises florística e fitossociológica

A marcação, medição e coleta de material botânico seguiram o protocolo do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional (Joly et al. 2011), sendo amostramos todos os indivíduos, excluindo lianas, contidos em cada parcela de um hectare (100 × 100 m), utilizando o critério de inclusão DAP (diâmetro à altura do peito) ≥ 4,8 cm.

Para cada espécie amostrada ao menos um material-testemunho foi incorporado ao Herbário IAC (http://herbario.iac.sp.gov.br/), sendo

as duplicatas distribuídas para os herbários das outras instituições participantes do projeto temático, UEC (UNICAMP, Campinas - SP) e HRCB (UNESP, Rio Claro - SP), para o herbário SPSF (Instituto Florestal, São Paulo - SP), da instituição responsável pela unidade de conservação, e para os herbários dos especialistas que colaboraram com as identificações.

Para a delimitação das famílias utilizou-se a classificação proposta em APG II (Angiosperm... 2003). A identificação das espécies foi feita através de consultas a várias obras de referência, como a Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo (Wanderley et al. 2002, 2003, 2005, 2007, 2009) e por comparação com amostras do acervo dos herbários das instituições participantes. Os nomes das espécies foram atualizados de acordo com revisões taxonômicas recentes e consulta aos bancos de dados do Tropicos (http://www.tropicos.org/), World Checklist of Selected Plant Families (http://apps.kew.org/wcsp/qsearch.do) e Lista de espécies da flora do Brasil (http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/). Em muitos casos, contou-se com a colaboração de especialistas participantes do projeto ou de outras instituições, para a confirmação ou identificação. O risco de ameaça de extinção de cada uma das espécies foi verificado, de acordo com as informações da IUCN (International... 2006), Biodiversitas (2008) e SMA (Brasil 2008). As espécies não identificadas receberam numeração sequencial, considerando todas as parcelas estudadas através do projeto.

Os parâmetros fitossociológicos analisados foram densidade, freqüência absoluta, dominância absoluta e importância (VI) para cada espécie (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974), e o índice de diversidade H' de Shannon (Magurran 1988). Os cálculos foram realizados com o auxílio do software FITOPAC (Shepherd 1995). Para verificar as diferenças entre os valores médios de densidade absoluta, de área basal, de volume e de riqueza entre as parcelas foi feita uma comparação através do teste t de Student (Zar 1999), sendo que o nível de relevância considerado foi 95%. Os testes foram feitos através do software Bioestat 2.0 (Ayres et al. 2000).

Resultados

No total, amostramos 3.489 indivíduos vivos, sendo Rubiaceae a família mais abundante, com 951 indivíduos amostrados (27% do total), seguida por Myrtaceae, com 503 indivíduos, e Arecaceae, 478 indivíduos (14% do total, cada). As outras famílias somaram, no máximo, 5% dos indivíduos, cada, sendo que seis delas (Lacistemataceae, Malpighiaceae, Opiliaceae, Phytolaccaceae, Picramniaceae e Rosaceae) foram representadas por apenas um indivíduo cada.

Considerando as duas parcelas, amostramos 251 espécies, pertencentes a 134 gêneros e 53 famílias (Tabela 1). Deste total, determinamos 22 espécies apenas ao nível de gênero (quatro das quais em fase de descrição ou validação de combinação), duas apenas ao de família (Humiriaceae sp. e Sapotaceae sp.2), e uma espécie permaneceu desconhecida (Indeterminada sp.2). As cinco famílias com maior riqueza, considerando as duas parcelas em conjunto, foram Myrtaceae (58 espécies), Rubiaceae (24), Fabaceae (23) Lauraceae (15) e Sapotaceae (11), que somadas perfazem 52% do total de espécies. No outro extremo, 21 famílias foram representadas por uma única espécie. Os gêneros mais ricos foram *Eugenia*, 28 espécies; *Ocotea*, com oito espécies; *Marliera*, *Miconia*, *Myrcia* e *Psychotria*, sete; *Calyptranthes* e *Inga*, seis; e *Mollinedia*, com cinco espécies. Reconhecemos 103 espécies (41%) em comum entre as duas localidades.

Aos 190 m (Tabela 1), amostramos 1.496 indivíduos vivos, observando que as famílias mais abundantes, foram Rubiaceae, com 433 indivíduos amostrados (29% dos indivíduos), Myrtaceae, com 225 indivíduos (15%), Arecaceae, 177 indivíduos (12%), Monimiaceae, 98 (7% do total de indivíduos) e Lauraceae 68 indivíduos (5% do total de indivíduos). Juntas, estas cinco famílias representaram 67% do total de indivíduos amostrados. No outro extremo, seis famílias (Bignoniaceae, Lacistemataceae, Lecythidaceae, Phyllanthaceae, Rosaceae e Salicaceae) foram representadas por um único indivíduo cada.

Encontramos 152 espécies (das quais duas identificadas apenas até o nível de famílias), 101 gêneros e 41 famílias, na parcela a cerca de 190 m de altitude (Tabela 1). A família mais rica foi Myrtaceae, com 30 espécies (20% da riqueza total); destas, oito espécies foram amostradas somente nesta cota altitudinal. A segunda família com maior riqueza foi Fabaceae, com 18 espécies (12% da riqueza), sendo oito exclusivas; seguida por Rubiaceae, com 15 espécies (10%), sendo cinco exclusivas; Lauraceae e Sapotaceae, com oito espécies cada (5% da riqueza total, cada), com cinco e duas espécies exclusivas, respectivamente. Quinze famílias apresentaram uma única espécie, aos 190 m, sendo que três delas (Lacistemaceae, Ochnaceae e Rosaceae) foram amostradas somente nesta cota altitudinal.

Observamos que as dez espécies mais abundantes, aos 190 m, somadas, perfizeram 48% do total dos indivíduos amostrados. *Rudgea jasminoides*, com 234 indivíduos (16% dos indivíduos) foi a espécie mais abundante, seguida por *Euterpe edulis*, com 116 indivíduos (8%), e *Mollinedia schottiana*, 64 indivíduos; *Coussarea accendens*, 60, e *Eugenia prasina*, 57 indivíduos, correspondendo a 4% dos indivíduos cada. Aos 190 m, a espécie mais frequente foi *Rudgea jasmineoides* (que ocorreu em 83% das subparcelas). Obtivemos 3,959 nats/indivíduo no índice de Shannon (H'), para as espécies, e 47,705 $m^2.ha^{-1}$, para a área basal, aos 190 m. Encontramos, nesta parcela, 74 árvores mortas, que juntas atingiram uma área basal de 3,7 $m^2.ha^{-1}$. As árvores vivas com DAP igual ou maior a 10 cm somaram 718 indivíduos (48% do total de vivos) e 129 espécies (85% do total).

Aos 350 m, amostramos 1.993 indivíduos vivos, sendo que a família Rubiaceae, foi a mais abundante, com 518 indivíduos (26% dos indivíduos), seguida por Arecaceae, com 301 indivíduos (15%), Myrtaceae, com 278 (14%), Sapotaceae, com 88 (4%) e Monnimiaceae, com 68 indivíduos (3% dos indivíduos). No outro extremo, sete famílias Asteraceae, Combretaceae, Lamiaceae, Malpighiaceae, Opiliaceae, Phytolaccaceae e Picramniaceae, foram representadas por um único indivíduo cada.

Idenficamos um total de 203 espécies (uma não identificada ao nível de família) e 111 gêneros, distribuídos em 50 famílias, aos 350 m. A família mais rica foi Myrtaceae, com 50 espécies (25% da riqueza), das quais 28 exclusivas desta faixa altitudinal. Seguiram-na Rubiaceae, com 19 espécies (9% da riqueza), sendo nove exclusivas; Fabaceae, com 15 espécies (7% da riqueza), cinco delas exclusivas; Lauraceae, com dez espécies (5%), sete exclusivas; e Sapotaceae, com nove espécies (4% da riqueza), sendo três delas amostradas somente nesta cota altitudinal. Vinte e quatro famílias apresentaram uma única espécie, aos 350 m, sendo que doze delas, Burseraceae, Caricaceae, Cunoniaceae, Erythroxylaceae, Magnoliaceae, Malpighiaceae, Memecylaceae, Opiliaceae, Phytolaccaceae, Picramniaceae, Proteaceae e Vochysiaceae, foram amostradas exclusivamente nesta faixa de altitude.

A espécie mais freqüente, aos 350 m, foi *Euterpe edulis* (ocorrendo em 63% das subparcelas). Observamos que as dez espécies mais abundantes somadas perfizeram 43% do total dos indivíduos amostrados, sendo a mais abundante *Bathysa mendoncaei*, com 218 indivíduos (11% dos indivíduos), seguida por *Euterpe edulis*, com 139 indivíduos (7%), *Syagrus pseudococos*, 99 indivíduos (5%), *Coussarea meridionalis*, 81 (4%) e *Eriotheca pentaphylla* e *Faramea pachyantha*, com 62 indivíduos cada (3% dos indivíduos).

Tabela 1. Espécies arbóreas e seus parâmetros fitossociológicos no PLOT G (190 m) e PLOT I (350 m) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP, Brasil. IAC número de registro no Herbário do Instituto Agronômico. s/n sem amostra incluída na coleção; N número de indivíduos amostrados; FrA freqüência absoluta; DoA dominância absoluta; - ausência.

Table 1. Tree species and their phytosociological parameters in PLOT G (190 m) and PLOT I (350 m), Serra do Mar State Park, Nucleo Picinguaba, Ubatuba/SP, Brazil. IAC registration number in the Herbarium of the Agronomy Institute o Campinas/IAC. s/n sample not included in the collection, N number of individuals sampled; FrA absolute frequency; DoA absolute dominance, - absence.

Família	Espécies	IAC	PLOT I			PLOT G		
			N	FrA	DoA	N	FrA	DoA
Annonaceae	*Annona cacans* Warm.	48941	1	1	0,91	1	1	1,14
	Guatteria australis A.St.-Hil.	48947	7	7	2,73	5	5	0,79
	Rollinia sericea (R.E.Fr.) R.E.Fr.	48948	3	3	1,02	8	7	3,72
Apocynaceae	*Malouetia arborea* (Vell.) Miers	48949	13	13	8,37	7	6	1,77
Aquifoliaceae	*Ilex* sp.	48957	2	2	0,11	2	2	0,47
	Ilex theezans Mart. ex Reissek	50289	7	7	12,22	-	-	-
Araliaceae	*Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch.	48976	3	3	0,62	1	1	0,23
	Schefflera angustissima (Marchal) Frodin	50290	6	6	1,38	-	-	-
	Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi	48950	10	8	1,24	6	6	0,75
Arecaceae	*Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret	s/n	56	40	4,75	9	8	0,81
	Attalea dubia (Mart.) Burret	s/n	5	5	3,98	-	-	-
	Bactris setosa Mart.	50521	2	2	0,05	-	-	-
	Euterpe edulis Mart.	49271	139	63	7,71	116	66	7,9
	Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	49191	99	62	16,13	52	36	8,8
Asteraceae	*Vernonia discolor* (Spreng.) Less.	48991	-	-	-	1	1	0,13
	Vernonia puberula Less.	48951	1	1	0,5	1	1	0,59
Bignoniaceae	*Jacaranda puberula* Cham.	50292	1	1	0,05	-	-	-
	Tabebuia serratifolia (Vahl) G.Nicholson	48952	11	11	1,7	1	1	0,43
Boraginaceae	*Cordia silvestris* Fresen.	50293	3	3	2,3	-	-	-
	Cordia taguahyensis Vell.	48953	25	23	3,24	19	16	3,95
Burseraceae	*Protium kleinii* Cuatrec.	50294	3	2	3,58	-	-	-
Cardiopteridaceae	*Citronella paniculata* (Mart.) R.A.Howard	48954	7	5	3,23	18	16	4,81
Caricaceae	*Jacaratia heptaphylla* (Vell.) A. DC.	48954	2	2	0,24	-	-	-
Celastraceae	*Maytenus* sp.1	48977	-	-	-	2	2	0,94
	Maytenus sp.2 (espécie inédita) [=M. ubatubensis Carv.-Okano]	48956	-	-	-	3	2	0,11
	Maytenus sp.5	50295	1	1	0,56	-	-	-
	Peritassa flaviflora A.C.Sm.	50296	1	1	1,61	-	-	-
	Salacia grandifolia (Mart. ex Schult.) G.Don	48959	-	-	-	4	4	0,16
Chrysobalanaceae	*Couepia venosa* Prance	48961	2	2	0,1	9	9	1,62
	Hirtella hebeclada Moric. ex DC.	48962	22	20	8,26	2	2	0,68
	Licania hoehnei Pilg.	48963	16	13	8,01	9	8	14,3
	Licania kunthiana Hook.f.	50299	4	4	0,25	-	-	-
	Licania octandra (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kuntze	50301	10	10	0,48	-	-	-
	Parinari excelsa Sabine	50302	5	5	0,82	-	-	-
Clusiaceae	*Clusia lanceolata* Cambess.	48969	-	-	-	2	2	0,1
	Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi	48970	37	27	3,92	27	20	2,93
Combretaceae	*Terminalia januarensis* DC.	48972	1	1	0,46	5	5	10,2
Cunoniaceae	*Lamanonia ternata* Vell.	50304	2	2	0,65	-	-	-
Cyatheaceae	*Alsophila sternbergii* (Sternb.) D.S.Conant	48973	-	-	-	3	2	0,28
	Cyathea atrovirens (Langsd. & Fisch.) Domin	50284	17	16	0,39	-	-	-
	Cyathea phalerata Mart.	48975	-	-	-	4	4	0,27
Elaeocarpaceae	*Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth.	48968	24	18	24,4	22	20	74,1
	Sloanea monosperma Vell.	49245	3	3	0,1	-	-	-
Erythroxylaceae	*Erythroxylum pulchrum* A.St.-Hil.	50305	2	1	1,03	-	-	-
Euphorbiaceae	*Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg.	48965	-	-	-	4	4	7,53

Tabela 1. Continuação...

Família	Espécies	IAC	PLOT I			PLOT G		
			N	FrA	DoA	N	FrA	DoA
	Mabea piriri Aubl.	48966	5	5	2,12	1	1	0,02
	Pausandra morisiana (Casar.) Radlk.	49780	7	7	1,2	-	-	-
	Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	50306	7	7	2,71	-	-	-
	Sapium glandulosum (L.) Morong	48967	1	1	1,62	1	1	0,6
	Tetrorchidium rubrivenium Poepp.	49117	2	2	0,06	-	-	-
Fabaceae-Caesalpinoideae	*Copaifera langsdorffii* Desf.	49313	2	2	1,16	3	3	2,2
	Copaifera trapezifolia Hayne	50309	4	4	3,58	-	-	-
	Hymenaea courbaril var. *altissima* (Ducke) Y.T. Lee & Langenh.	50309	4	4	19,93	-	-	-
	Tachigali denudata (Vogel) Oliveira-Filho	49314	2	2	2,32	3	2	0,12
	Tachigali multijuga Benth.	49312	-	-	-	2	2	0,48
Fabaceae-Faboideae	*Andira anthelmia* (Vell.) J.F.Macbr.	50307	1	1	0,27	-	-	-
	Andira fraxinifolia Benth.	49307	1	1	9,74	1	1	0,44
	Dahlstedtia pinnata (Benth.) Malme	49322	15	11	1,08	8	7	0,3
	Lonchocarpus cultratus (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	49319	-	-	-	1	1	0,1
	Myrocarpus frondosus Allemão	49317	-	-	-	3	3	6,41
	Ormosia arborea (Vell.) Harms	49316	4	4	0,25	1	1	0,05
	Pterocarpus rohrii Vahl	49315	-	-	-	4	4	5,74
	Swartzia langsdorffii Raddi	49306	5	5	1,11	2	2	2,98
	Zollernia ilicifolia (Brongn.) Vogel	49308	-	-	-	3	3	2,16
Fabaceae-Mimosoideae	*Inga capitata* Desv.	50313	10	10	3,59	-	-	-
	Inga edulis Mart.	49311	1	1	0,16	1	1	0,16
	Inga grazielae (Vinha) T.D.Penn.	49310	-	-	-	3	3	0,06
	Inga marginata Willd.	49321	-	-	-	1	1	0,06
	Inga schinifolia Benth.	49319	2	2	0,09	1	1	0,13
	Inga striata Benth.	49320	2	2	0,11	1	1	0,11
	Piptadenia paniculata Benth.	49330	-	-	-	1	1	1,77
	Pseudopiptadenia leptostachya (Benth.) Rauschert	49309	6	6	1,36	12	11	4,23
	Pseudopiptadenia warmingii (Benth.) G.P.Lewis & M.P.Lima	50314	2	2	16,51	-	-	-
Família indeterminada	*indeterminada* sp.02	incluir	2	2	0,36	-	-	-
Humiriaceae	*Humiriaceae* sp.	48960	-	-	-	4	4	1,24
	Vantanea sp.	50315	9	9	1,95	-	-	-
Lacistemataceae	*Lacistema lucidum* Schnizl.	48978	-	-	-	1	1	0,19
Lamiaceae	*Aegiphila integrifolia* (Jacq.) B.D.Jacks.	49012	1	1	0,25	1	1	0,47
	Vitex cymosa Bertero ex Spreng.	49013	-	-	-	3	3	28,2
Lauraceae	*Aniba firmula* (Nees & Mart.) Mez	50317	1	1	0,23	-	-	-
	Aniba viridis Mez	50318	1	1	0,25	-	-	-
	Cryptocarya mandioccana Meisn.	48980	26	21	34,25	32	26	52,5
	Cryptocarya saligna Mez	48981	3	3	0,41	4	4	0,78
	Licaria armeniaca (Nees) Kosterm.	48982	-	-	-	1	1	0,22
	Nectandra nitidula Nees	48983	-	-	-	1	1	0,38
	Ocotea beyrichii (Nees) Mez	48984	-	-	-	1	1	0,29
	Ocotea brachybotra (Meisn.) Mez	48985	-	-	-	1	1	0,79
	Ocotea dispersa (Nees) Mez	48986	9	9	0,46	27	26	8,63
	Ocotea elegans Mez	50323	1	1	0,24	-	-	-
	Ocotea insignis Mez	50322	1	1	0,11	-	-	-
	Ocotea odorifera (Vell.) Rohwer	50324	3	2	0,39	-	-	-
	Ocotea tabacifolia (Meisn.) Rohwer	48987	-	-	-	1	1	0,21
	Ocotea venulosa (Nees) Baitello	50523	8	8	1,36	-	-	-

Tabela 1. Continuação...

Família	Espécies	IAC	PLOT I			PLOT G		
			N	FrA	DoA	N	FrA	DoA
	Rhodostemonodaphne macrocalyx (Meisn.) Rohwer ex Madriñán	50325	1	1	0,15	-	-	-
Lecythidaceae	*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze	48979	4	4	3,76	1	1	0,02
Magnoliaceae	*Magnolia ovata* (A.St.-Hil.) Spreng.	50333	3	3	0,37	-	-	-
Malpighiaceae	*Byrsonima ligustrifolia* A.Juss.	50334	1	1	0,03	-	-	-
Malvaceae	*Eriotheca pentaphylla* (Vell.) A.Robyns	49009	62	44	22,45	19	14	2,75
	Quararibea turbinata (Sw.) Poir.	48988	-	-	-	6	6	0,15
Melastomataceae	*Meriania calyptrata* (Naudin) Triana	48989	-	-	-	8	8	0,63
	Miconia cabussu Hoehne	50327	2	2	0,71	-	-	-
	Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin	50328	3	3	10,49	-	-	-
	Miconia dodecandra Cogn.	50329	1	1	0,2	-	-	-
	Miconia petropolitana Cogn.	50330	14	13	0,64	-	-	-
	Miconia sp.1 (espécie inédita)	48990	-	-	-	1	1	0,09
	Miconia tristis Spring ex Mart.	50331	1	1	0,05	1	1	0,21
	Miconia valtheri Naudin	50332	1	1	0,07	-	-	-
Meliaceae	*Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.	48992	3	3	1,16	3	3	3,29
	Cedrela odorata L.	48993	-	-	-	1	1	0,34
	Guarea macrophylla subsp. *tuberculata* (Vell.) T.D.Penn.	48994	-	-	-	5	5	2,15
	Trichilia lepidota Mart.	50336	1	1	0,08	-	-	-
	Trichilia silvatica C.DC.	50337	16	14	4,6	4	4	2,2
Memecylaceae	*Mouriri chamissoana* Cogn.	50338	4	4	0,12	-	-	-
Monnimiaceae	*Macrotorus utriculatus* Perkins	50339	7	7	0,44	-	-	-
	Mollinedia argyrogyna Perkins	50340	17	16	6,65	-	-	-
	Mollinedia boracensis Peixoto	48995	3	3	0,47	18	15	2,1
	Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins	49011	9	8	0,44	64	45	4,13
	Mollinedia ovata Ruiz & Pav.	49010	15	14	0,76	16	16	1,93
	Mollinedia triflora (Spreng.) Tul.	50342	17	15	1,39	-	-	-
Moraceae	*Brosimum guianense* (Aubl.) Huber	48996	12	10	2,69	1	1	0,07
	Brosimum lactescens (S.Moore) C.C.Berg	49800	2	2	0,39	-	-	-
	Ficus hirsuta Schott	Incluir	-	-	-	1	1	0,06
	Ficus insipida Willd.	49156	5	5	11,57	-	-	-
	Sorocea bonplandii (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Wess. Boer	48997	1	1	0,03	1	1	0,59
	Sorocea hilarii Gaudich.	48998	24	20	3,02	6	6	0,99
Myristicaceae	*Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb.	49001	5	5	2,6	10	10	20,9
	Virola gardneri (A.DC.) Warb.	50353	25	21	28,39	1	1	0,26
Myrsinaceae	*Ardisia martiana* Miq.	48999	12	12	0,51	42	35	1,42
	Rapanea gardneriana (A.DC.) Mez	50356	1	1	0,18	-	-	-
	Rapanea hermogenesii Jung-Mend. & Bernacci	49000	4	4	0,57	4	4	0,84
Myrtaceae	*Calyptranthes grandifolia* O.Berg	50357	12	12	2,68	-	-	-
	Calyptranthes lucida Mart. ex DC.	49046	23	21	9,62	14	13	5,83
	Calyptranthes rufa O.Berg	49047	-	-	-	4	4	0,24
	Calyptranthes sp.1 (espécie inédita) [=C. ubatubana Sobral & Rochelle]	50358	5	5	4,13	-	-	-
	Calyptranthes sp.2	Sobral	1	1	0,68	-	-	-
	Calyptranthes strigipes O.Berg	49048	21	20	10,99	6	6	0,97
	Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk.	49044	1	1	0,09	1	1	1,02
	Campomanesia laurifolia Gardner	49045	1	1	0,17	1	1	0,35
	Eugenia batingabranca Sobral	49866	12	12	0,88	-	-	-
	Eugenia brasiliensis Lam.	50361	7	7	1,65	-	-	-
	Eugenia capitulifera O.Berg	50362	1	1	0,15	-	-	-

Tabela 1. Continuação...

Família	Espécies	IAC	PLOT I			PLOT G		
			N	FrA	DoA	N	FrA	DoA
	Eugenia cerasiflora Miq.	49049	1	1	0,11	1	1	1
	Eugenia flamingensis O.Berg	49060	-	-	-	2	2	0,23
	Eugenia cuprea (O.Berg) Mattos	49050	6	6	0,23	5	5	0,36
	Eugenia excelsa O.Berg	49051	10	10	2,34	1	1	0,72
	Eugenia fusca O.Berg	49052	1	1	0,51	3	3	1,02
	Eugenia involucrata DC.	50365	3	3	0,15	-	-	-
	Eugenia melanogyna (D.Legrand) Sobral	50366	3	3	0,63	-	-	-
	Eugenia monosperma Vell.	49053	2	2	0,2	13	10	1,7
	Eugenia mosenii (Kausel) Sobral	50367	5	5	0,39	-	-	-
	Eugenia multicostata D.Legrand	50368	1	1	0,58	-	-	-
	Eugenia neoaustralis Sobral	49054	5	4	1,01	2	2	0,47
	Eugenia oblongata O.Berg	49055	10	9	1,3	26	21	6,47
	Eugenia prasina O.Berg	49056	23	20	1,32	57	43	3,35
	Eugenia pruniformis Cambess.	49057	-	-	-	1	1	0,26
	Eugenia sp.02	Sobral	2	2	0,11	-	-	-
	Eugenia sp.03	Sobral	1	1	0,02	-	-	-
	Eugenia sp.04	Sobral	1	1	0,02	-	-	-
	Eugenia sp.05	Sobral	1	1	0,16	-	-	-
	Eugenia sp.06	Sobral	2	2	0,06	-	-	-
	Eugenia sp.07	Sobral	1	1	0,03	-	-	-
	Eugenia sp.08	Sobral	2	2	0,17	-	-	-
	Eugenia sp.09	Sobral	4	4	0,71	-	-	-
	Eugenia subavenia O.Berg	49058	-	-	-	12	10	0,64
	Eugenia ternatifolia Cambess.	49059	2	2	0,75	1	1	0,08
	Eugenia verticillata (Vell.) Angely	49061	7	6	0,41	1	1	0,46
	Marlierea glazioviana Kiaersk.	49063	18	17	1,92	2	2	0,61
	Marlierea racemosa (Vell.) Kiaersk.	49066	9	9	5,24	1	1	0,32
	Marlierea sp.1	Sobral	4	4	0,39	-	-	-
	Marlierea sp.2	Sobral	1	1	0,02	-	-	-
	Marlierea sp.3	Sobral	1	1	0,03	-	-	-
	Marlierea sylvatica (O.Berg) Kiaersk.	49064	5	5	1,61	6	6	5,84
	Marlierea tomentosa Cambess.	49065	20	20	2,85	17	16	11,3
	Myrceugenia campestris (DC.) D.Legrand & Kausel	49067	-	-	-	2	2	0,06
	Myrceugenia myrcioides (Cambess.) O.Berg	49068	-	-	-	6	6	0,38
	Myrcia aethusa (O.Berg) N.Silveira	50372	5	5	0,84	-	-	-
	Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	50373	3	3	1,97	-	-	-
	Myrcia pubipetala Miq.	50374	2	2	0,67	-	-	-
	Myrcia richardiana (O.Berg) Kiaersk.	49069	-	-	-	2	2	0,14
	Myrcia sp.1(=Gomidesia blanchetiana O.Berg)	49062	-	-	-	13	11	0,41
	Myrcia sp.5	Sobral	4	4	5,8			
	Myrcia spectabilis DC.	49070	13	11	2,17	3	3	0,13
	Myrcia splendens (Sw.) DC.	50376	2	2	0,41	-	-	-
	Myrciaria floribunda (H.West ex Willd.) O.Berg	49071	3	3	0,37	18	16	6,46
	Neomitranthes glomerata (D.Legrand) D.Legrand	49072	4	4	0,11	3	3	0,4
	Neomitranthes sp.	Sobral	1	1	0,31	-	-	-
	Plinia edulis (Vell.) Sobral	49073	5	5	2,04	1	1	0,82
	Plinia rivularis (Cambess.) Rotman	50379	1	1	0,05	-	-	-
Nyctaginaceae	*Guapira hirsuta* (Choisy) Lundell	49002	10	10	2,37	1	1	0,31
	Guapira nitida (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	49003	8	8	3,44	11	9	2,03
	Guapira opposita (Vell.) Reitz	49004	16	15	8,35	28	24	20,2

Tabela 1. Continuação...

Família	Espécies	IAC	PLOT I			PLOT G		
			N	FrA	DoA	N	FrA	DoA
	Guapira venosa (Choisy) Lundell	50393	5	5	7,09	-	-	-
Ochnaceae	*Ouratea parviflora* (DC.) Baill.	49005	-	-	-	15	15	0,94
Olacaceae	*Heisteria silvianii* Schwacke	48958	4	4	1	2	2	0,43
	Tetrastylidium grandifolium (Baill.) Sleumer	49006	2	2	0,11	4	4	1,91
Opiliaceae	*Agronandra cf. excelsa* Griseb.	50397	1	1	0,1	-	-	-
Phyllanthaceae	*Hieronyma alchorneoides* Allemão	50398	26	20	27,87	1	1	2,19
Phytolaccaceae	*Phytolacca dioica* L.	50400	1	1	0,09	-	-	-
Picramniaceae	*Picramnia ciliata* Mart.	50401	1	1	0,03	-	-	-
Proteaceae	*Roupala brasiliensis* Klotzsch	50402	9	7	2,46	-	-	-
Rosaceae	*Prunus myrtifolia* (L.) Urb.	49007	-	-	-	1	1	0,14
Rubiaceae	*Alseis floribunda* Schott	49029	2	2	0,14	8	8	1,38
	Amaioua intermedia Mart.	incluir	2	2	1,36	-	-	-
	Bathysa australis (A.St.-Hil.) Benth. & Hook.f.	49031	1	1	0,18	25	21	5,69
	Bathysa mendoncaei K.Schum.	49032	218	60	15,04	21	20	2,66
	Bathysa stipulata (Vell.) C.Presl	49033	-	-	-	2	2	0,14
	Chomelia brasiliana A.Rich.	50409	1	1	0,02	-	-	-
	Chomelia pedunculosa Benth.	50410	4	4	0,2	-	-	-
	Coussarea accedens Müll.Arg.	49034	9	8	0,66	60	46	3,99
	Coussarea meridionalis var. *porophylla* (Vell.) M.Gomes	49035	81	53	6,55	39	31	2,83
	Faramea pachyantha Müll.Arg.	49036	62	39	9,68	6	6	3,19
	Faramea picinguabae M.Gomes	50411	1	1	0,02	-	-	-
	Guettarda viburnoides Cham. & Schltdl.	50413	2	2	0,74	-	-	-
	Ixora bracteolaris Müll.Arg.	49037	2	2	0,13	1	1	0,04
	Posoqueria latifolia (Rudge) Roem. & Schult.	49038	10	9	3,68	1	1	0,09
	Psychotria birotula L.B.Sm. & Downs	49039	-	-	-	1	1	0,05
	Psychotria leitana C.M.Taylor	50414	10	9	0,58	-	-	-
	Psychotria longipes Müll.Arg.	50412	5	4	0,14	-	-	-
	Psychotria mapourioides DC.	49030	-	-	-	1	1	0,05
	Psychotria nuda (Cham. & Schltdl.) Wawra	49040	-	-	-	20	18	0,64
	Psychotria patentinervia Müll.Arg.	49041	-	-	-	1	1	0,02
	Psychotria pubigera Schltdl.	50415	2	2	0,05	-	-	-
	Rudgea jasminoides (Cham.) Müll.Arg.	49042	40	34	1,57	234	83	13,9
	Rudgea vellerea Müll.Arg.	49043	13	12	1,28	13	13	1,31
	Rustia formosa (Cham. & Schltdl.) Klotzsch	50418	53	44	19,03	-	-	-
Salicaceae	*Banara parviflora* (Gray) Benth	50431	1	1	0,11	-	-	-
	Casearia obliqua Spreng.	50432	1	1	0,69	-	-	-
	Casearia sylvestris Sw.	50433	2	2	0,42	1	1	0,17
	Xylosma glaberrima Sleumer	50434	3	3	0,47	-	-	-
Sapindaceae	*Allophylus petiolulatus* Radlk.	49018	4	4	0,35	2	2	0,14
	Cupania furfuracea Radlk.	49019	13	12	2,77	6	6	2,05
	Cupania oblongifolia Mart.	49020	7	6	4,18	4	4	1,78
	Matayba elaeagnoides Radlk.	49021	1	1	0,02	-	-	-
	Matayba juglandifolia (Cambess.) Radlk.	50438	4	4	0,47	1	1	0,04
	Tripterodendron filicifolium Radlk.	50439	2	2	0,04	-	-	-
Sapotaceae	*Chrysophyllum flexuosum* Mart.	49026	21	17	1,52	27	21	2,97
	Chrysophyllum viride Mart. & Eichler ex Miq.	50441	1	1	0,42	-	-	-
	Ecclinusa ramiflora Mart.	49027	39	32	18,45	5	5	7,76
	Manilkara subsericea (Mart.) Dubard	50445	4	4	1,65	-	-	-
	Micropholis crassipedicellata (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	49028	5	5	3,18	3	3	3,96

Tabela 1. Continuação...

Família	Espécies	IAC	PLOT I			PLOT G		
			N	FrA	DoA	N	FrA	DoA
	Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.	49023	8	8	1,13	4	4	9,2
	Pouteria gardneri (Mart. & Miq.) Baehni	50448	1	1	0,04	2	2	0,25
	Pouteria psammophila (Mart.) Radlk.	50449	8	6	0,92	-	-	-
	Pouteria venosa (Mart.) Baehni	49024	1	1	1,88	5	5	3,28
	Pradosia lactescens (Vell.) Radlk.	49025	-	-	-	1	1	1,8
	Sapotaceae sp.3	50466	-	-	-	1	1	0,28
Thymelaeaceae	*Daphnopsis schwackeana* Taub.	49014	6	6	0,37	15	14	1,07
Urticaceae	*Cecropia glaziovii* Snethl.	49016	-	-	-	6	6	2,2
	Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini	49017	1	1	0,06	5	5	1,09
	Pourouma guianensis Aubl.	49015	1	1	0,02	1	1	0,27
Vochysiaceae	*Vochysia oppugnata* (Vell.) Warm.	50451	3	3	2,07	-	-	-

Obtivemos 4,339 nats/indivíduos no índice de Shannon (H'), e 57,302 $m^2.ha^{-1}$, para a área basal, aos 350 m. Encontramos, nesta parcela, 57 árvores mortas, que juntas atingiram uma área basal de 1,4 $m^2.ha^{-1}$. Aos 350 m, as árvores vivas com DAP igual ou maior a 10 cm somaram 1.080 indivíduos (54% do total de vivos) e 172 espécies (85% do total, tal como aos 190 m).

Constatamos valores significativamente distintos em relação à densidade absoluta, entre as parcelas aos 190 e 350 m ($p < 0,01$; $t = 7,10$; $gl = 198$) e apenas quatro espécies se repetiram entre as dez mais abundantes em cada área: *Coussarea meridionalis*, *Euterpe edulis*, *Rudgea jasminoides* e *Syagrus pseudococos*.

Embora as espécies mais abundantes tenham se destacado entre as mais importantes e aquelas com maiores valores de cobertura, algumas espécies com poucos indivíduos ou não muito comuns, mas com árvores de grande porte, alcançaram elevados valores de imporância e cobertura, aos 190 m. Destacaram-se *Sloanea guianensis*, com 22 indivíduos, que lhe asseguraram a segunda posição no IVI e IVC, especialmente em função de sua dominância (primeira posição) de 7,51 $m^2.ha^{-1}$ (0,34 $m^2.ha^{-1}$, em média, de dominância por indivíduo) e *Vitex cymosa*, com apenas três indivíduos (sendo um deles a maior árvore da parcela, com perímetro de 4,44 m), décima posição em IVI, quinta em IVC e terceira em dominância com 2,86 $m^2.ha^{-1}$ (0,95 $m^2.ha^{-1}$ por indivíduo, maior média da parcela). Aos 350 m, embora tenha sido observada a maior árvore (*Pseudopiptadenia warmingii*, com perímetro de 4,58 m), a importância relativa, por espécie, das grandes árvores mostrou-se menor, sendo que a segunda maior árvore da parcela ocupou apenas a oitava posição, considerando-se as duas áreas em conjunto. A espécie com maior média de dominância por indivíduo (*Andira fraxinifolia*, 0,99 $m^2.ha^{-1}$) foi representada por apenas uma árvore e ocupou apenas a quadragésima primeira posição em IVI, a vigésima nona em IVC e a décima sexta em dominância. *Pseudopitadenia warmingii* apresentou a segunda maior média de dominância (0,84 $m^2.ha^{-1}$), tendo sido representada por apenas dois indivíduos, que ocuparam a vigésima segunda posição em IVI, a décima sexta em IVC e a nona em dominância. A maior dominância específica absoluta (3,47 $m^2.ha^{-1}$, correspondendo a apenas, 0,13 $m^2.ha^{-1}$ em média, de dominância por indivíduo) foi devida à *Cryptocarya mandioccana*, representada por 26 indivíduos, que ocuparam a sexta posição em IVI e a quarta em IVC.

Os valores de dominância que observamos não diferiram em relação às duas altitudes ($p = 0,101$; $t = -1,65$; $gl = 198$). Entretanto, o conjunto das dez espécies com as maiores dominâncias em cada parcela (aos 190 e 350 m) resultou em 18 espécies distintas, sendo apenas duas em comum, entre as duas altitudes: *Cryptocarya mandiocana* (que além da primeira posição aos 350 m, ocupou a segunda posição os 190 m) e *Slonea guianensis* (que além da primeira posição aos 190 m, ocupou a quarta posição aos 350 m). E, ao considerarmos o volume, observamos que os valores diferiam signficativamente entre as parcelas ($p = 0,02$; $t = 2,44$; $gl = 198$), sendo maior aos 350 m (903,76 $m^3.ha^{-1}$) de altitude do que aos 190 m (648,1 $m^3.ha^{-1}$).

As duas parcelas em estudo apresentaram valores significativamente distintos em relação à riqueza ($p < 0,01$; $t = 7,76$; $gl = 198$), sendo que a floresta aos 190 m somou 48 espécies exclusivas e a floresta aos 350 m somou 100 espécies exclusivas. No total, as espécies exclusivas em cada área representaram 59% das espécies observadas e, constatamos (Tabela 2) um elevado número de espécies consideradas ameaçadas (36 espécies, correspondendo a 14% do total de espécies encontradas). Entre elas, podemos destacar *Macrotorus utriculatus* (Figura 1) e *Ocotea beyrichii* que são consideradas "Criticamente em Perigo" (Brasil 2008) e *Campomanesia laurifolia*, *Eugenia neoaustralis*, *Trichilia lepidota*, *Rudgea vellerea* (Figura 1) e *Virola bicuhyba* que são consideradas "Em Perigo" (Brasil 2008). *Ixora bracteolaris* (Figura 1) foi recoletada apenas após cerca de 130 anos depois de sua descrição (Müller Argoviensis 1875), possibilitando as primeiras informações de sua fenologia publicados a partir de materiais por nós coletados, na área de estudo (Delprete 2008). Ainda, observamos três espécies inéditas: *Miconia* sp., uma nova Melastomataceae (R.Godemberg, informação pessoal); *Maytenus* sp.2 (Figura 1), uma nova Celastraceae (R. Carvalho-Okano, informação pessoal) e *Calyptranthes ubatubana*, uma nova Myrtaceae (Sobral et al., dados não publicados).

Discussão

Na região serrana do litoral norte paulista, a vegetação da Mata Atlântica comporta expressiva diversidade, sendo possível observar diferenças em sua estrutura, composição de espécies e riqueza entre áreas próximas entre si (menos que 1 km), situadas em diferentes cotas altitudinais.

Nossos resultados indicam que a diversidade é maior próximo à região intermediária em altitude (350 m) nas montanhas relativamente baixas desta região do sudeste brasileiro (até cerca de 1.000 m), tal como observado para montanhas de altitude semelhantes e igualmente frequentemente encobertas por nuvens, na Ásia (Proctor et al. 1988). Entretanto, Proctor et al. (1988) realizaram análises em um grandiente

Tabela 2. Espécies ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo, localizada no PLOT G (190 m) e PLOT I (350 m), Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP, Brasil.

Table 2. Species listed as endangered in the State of São Paulo, located in G PLOT (190 m) and PLOT I (350 m), Serra do Mar State Park, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP, Brazil.

Espécie	Família	PLOT I	PLOT G	BR	IUCN	SMA 08
Astrocaryum aculeatissimum (Schott) Burret	Arecaceae	x	x		LR	
Euterpe edulis Mart.	Arecaceae	x	x	VU		VU
Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	Arecaceae	x	x		LR	
Protium kleinii Cuatrec.	Burseraceae	x	0			VU
Terminalia januarensis DC.	Combretaceae	x	x		VU	
Erythroxylum pulchrum A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	x	0	VU		VU
Copaifera langsdorffii Desf.	Fabaceae-Caesalpinoideae	x	x			QA
Tachigali denudata (Vogel) Oliveira-Filho	Fabaceae-Caesalpinoideae	x	x		LR	
Myrocarpus frondosus Allemão	Fabaceae-Faboideae	0	x		DD	QA
*Swartzia langsdorffi*i Raddi	Fabaceae-Faboideae	x	x			QA
Inga grazielae (Vinha) T.D.Penn.	Fabaceae-Mimosoideae	0	x		VU	
Lacistema lucidum Schnizl.	Lacistemataceae	0	x		DD	
Ocotea beyrichii (Nees) Mez	Lauraceae	0	x			CR
Ocotea odorifera (Vell.) Rohwer	Lauraceae	x	0	VU		
Ocotea tabacifolia (Meisn.) Rohwer	Lauraceae	0	x			VU
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	x	x			QA
Cedrela odorata L.	Meliaceae	0	x		VU	QA
Trichilia lepidota Mart.	Meliaceae	x	0		EM	
Macrotorus utriculatus Perkins	Monnimiaceae	x	0	VU		CR
Mollinedia argyrogyna Perkins	Monnimiaceae	x	0		LR	
Brosimum guianense (Aubl.) Huber	Moraceae	x	x			QA
Ficus cf. *hirsuta* Schott	Moraceae	0	x		LR	
Virola bicuhyba (Schott ex Spreng.) Warb.	Myristicaceae	x	x		EM	
Campomanesia laurifolia Gardner	Myrtaceae	x	x		EM	
Eugenia brasiliensis Lam.	Myrtaceae	x	0			VU
Eugenia neoaustralis Sobral	Myrtaceae	x	x		EM	
Eugenia prasina O.Berg	Myrtaceae	x	x		VU	
Myrceugenia campestris (DC.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	0	x		VU	
Myrceugenia myrcioides (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	0	x		LR	
Plinia edulis (Vell.) Sobral	Myrtaceae	x	x			VU
Rudgea vellerea Müll.Arg.	Rubiaceae	x	x	EM		
Xylosma glaberrima Sleumer	Salicaceae	x	0		DD	
Chrysophyllum flexuosum Mart.	Sapotaceae	x	x		LR	
Chrysophyllum viride Mart. & Eichler ex Miq.	Sapotaceae	x	0		LR	
Manilkara subsericea (Mart.) Dubard	Sapotaceae	x	0		LR	
Micropholis crassipedicellata (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	Sapotaceae	x	x		LR	

maior, sendo que as áreas mais ricas foram aquelas em altitudes um pouco maiores (480-540 m). Aumentos de densidade nem sempre correspondem a aumentos de diversidade, sendo que o aumento da densidade com o aumento da altitude, observado por nós, está em acordo com os resultados geralmente encontrados, ao longo de gradientes altitudinais, nas florestas tropicais ao redor do mundo (Proctor et al. 1988, Rodrigues et al. 1989, Lieberman et al. 1996, Pendry & Proctor 1997, Moreno et al. 2003).

Apesar das diferenças florísticas existentes entre as áreas por nós estudadas, apenas uma minoria de famílias e gêneros indicadores apresentou os padrões evidenciados para a Mata Atlântica em relação à elevação em altitude (Oliveira Filho & Fontes 2000), ou seja, apenas para Meliaceae detectamos menos espécies para a altitude maior, enquanto para Erythroxylaceae, Myrsinaceae, Vochysiaceae e, especialmente, Monimiaceae observamos mais espécies para a altitude maior, tal como para *Mollinedia*, *Rapanea* (*~Myrsine*) e, especialmente, *Miconia*. Portanto, o padrão indicado (Oliveira Filho & Fontes 2000) não é tão generalizado, podendo ser necessária uma maior amplitude de variação altitudinal para sua ocorrência ou a diversificação das famílias e gêneros indicadores ocorre entre regiões geográficas distintas.



Figura 1. a) *Ixora bracteolaris* Müll.Arg. (Rubiaceae), b) *Rudgea vellerea* Müll.Arg. (Rubiaceae), c) *Macrotorus utriculatus* (Mart.) Perkins (Monimiaceae), d) *Maytenus* sp.2 (Celastraceae) do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP, Brasil.

Figure 1. a) *Ixora bracteolaris* Müll.Arg. (Rubiaceae), b) *Rudgea vellerea* Müll.Arg. (Rubiaceae), c) *Macrotorus utriculatus* (Mart.) Perkins (Monimiaceae), d) *Maytenus* sp.2 (Celastraceae) from the State Park Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP, Brazil.

Estando situada a mais de 20° de latitude, surpreendemente a riqueza por nós observada aos 350 m foi a maior já observada até o momento (Tabela 3), na Mata Atlântica brasileira, considerando critérios semelhantes de inclusão (Silva & Leitão Filho 1982, Leitão Filho et al. 1993, Melo & Mantovani 1994, Melo et al. 1998, Sanches et al. 1999, Ivanauskas et al. 2001, Sztutman & Rodrigues 2002, Moreno et al. 2003, Gomes et al. 2005). Embora, riquezas excessionalmente elevadas tenham sido encontradas em outros sítios, da Mata Atlântica, a metodologia diferiu da empregada por nós, tais como em Linhares - ES (Peixoto & Gentry 1990), Morro Grande - SP e arredores (Bernacci et al. 2006; Catharino et al. 2006) e Serra do Conduru - BA (Martini et al. 2007), não possibilitando uma comparação direta. O número de espécies arbóreas com DAP igual ou maior que 10 cm que encontramos em cada uma das parcelas de 1 ha foi inferior a 200 espécies, tal como tem sido observado na Floresta Atlântica em São Paulo, sendo, contudo, notadamente aquele aos 350 m de altitude (172 espécies), superior à de vários sítios da Floresta Amazônica (Tabarelli & Mantovani 1999).

A precipitação pluveométrica média anual em Ubatuba é umas das mais elevadas (2.600 mm), sendo superior a de inúmeras regiões em latitudes mais baixas, no domínio da Mata Atlântica, e muito próxima àquela encontrada em florestas com as maiores riquezas de epífitas, ervas, lianas, arbustos e pequenas árvores (2.980-7.470 mm), ao mesmo tempo em que o estoque de nitrogênio no solo, na área estudada (2-2,5 $g.kg^{-1}$) se situa entre aqueles característicos de solos com níveis altos ou intermediários de fertilidade (1,3-8 $g.kg^{-1}$), igualmente outro fator considerado importante para a determinação da riqueza de espécies vegetais (Tabarelli & Mantovani 1999). Ou seja, as relativas fertilidade do solo e elevada precipitação pluveométrica ocorrentes nas nossas áreas de estudo podem ser fatores que auxiliam a explicar a grande riqueza observada, embora fosse esperada diversidade não muito elevada, em função da latitude em que se distribuem (Gentry 1988, Gvinish 1999, Tabarelli & Mantovani 1999). Mas, embora se possa considerar a existência de tendências gerais de maior diversidade em locais de maior precipitação, existem exemplos que não se ajustam exatamente ao esperado, sendo que outras áreas da Mata Atlântica com diversidade excepcional (ex. Linhares - ES, Peixoto & Gentry 1990; e Serra do Conduru - BA, Martini et al. 2007) têm precipitação média anual (1.403 e 1.800-2.200 mm, respectivamente) inferior à de Ubatuba. A frequente presença de nuvens e a consequente elevada humidade atmosférica (Gvinish 1999) é outro fator que pode estar associado à grande diversidade observada em Ubatuba.

Tabela 3. Lista dos trabalhos analisados na comparação de riqueza sobre o domínio de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Estado de São Paulo.

Table 3. List of papers used in the comparison of species richness within the Atlantic Rain Forest Domain in São Paulo State.

Referências	Município /UF	N.sp	H'
Presente estudo PLOT I	Ubatuba/SP	203	4,33
Ivanauskas et al. (2001)	Pariquera-Açu/SP	183	4,13
Melo et al. (1998)	Jureia-Itatins/SP	178	4,19
Presente estudo PLOT G	Ubatuba/SP	151	3,95
Leitão Filho (1993)	Cubatão/SP	145	4,31
Sztutman & Rodrigues (2002)	Pariquera-Açu/SP	144	4,06
Silva e Leitão-Filho (1982)	Ubatuba/SP	123	4,07
Sanchez et al. (1999)	Ubatuba/SP	120	4,07

Diferenças na fertilidade do solo foram observadas entre os 0 e 1.000 m, em Ubatuba, sendo que os solos entre 150 e 400 m foram aqueles que se mostraram, no geral, mais férteis (Martins 2010). Aos 350 m, a amplitude de variação de altitude, com aclives e declives, é maior do que aos 190 m, contribuindo para aumentar a heterogeineidade ambiental, que é outro fator que pode estar associado à diversidade (Oliveira & Mori 1999, Webb & Peart 2000), podendo ser a explicação para a maior diversidade observada aos 350 m, em relação aos 190 m. Em conjunto às variações de estrutura e composição, em função de variações altitudinais, a maior diversidade de espécies arbóreas corresponder àquela de altitudes intermediárias, é fato observado em diferentes montanhas de diferentes altitudes e continentes (Klein 1980, Proctor et al. 1988, Lieberman et al. 1996, Zhao et al. 2005, Grytnes & Beaman 2006). A justificativa indicada para tal tipo de evento tem sido a ocorrência, no meio da encosta, de espécies de ambos extremos, ou seja, a ocorrência no meio da encosta de um bom número espécies que ocorrem na região do sopé e de espécies que ocorrem no cume. Portanto, a região do meio da encosta possuiria características intermediárias que seriam favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento de um maior número de espécies do que aquele que pode ocorrer em cada um dos extremos. Esta condição mais favorável, na região mais próxima do meio da encosta, ou seja, aos 350 m, pode ser evidenciada, além do número de espécies significativamente maior, pelo número significativamente maior de indivíduos, bem como pelo volume significativamente maior alcançado pela comunidade de árvores, em relação àquela dos 190 m. A comparação, incluindo a parcela mais próxima, aos 375 m (parcela J - Rochelle et al. 2011), apontou que ambas são as áreas mais ricas em espécies, na floresta submontana (Joly et al. 2011), existindo 127 espécies em comum, entre as duas altitudes.

Considerando-se a parcela H (aos 208 m – Ramos et al. 2011), próxima àquela aos 190 m, foram constatadas 101 espécies em comum, que é um valor próximo ao observado entre os 190 e 350 m (103 espécies), bem como entre os 350 e os 208 m (98 espécies). No geral, ocorreu um número maior de espécies em comum entre a área com maior riqueza (350 m), do que ao da área de menor diveresidade (aos 190 m) em relação a todas as outras áreas nas diferentes cotas altitudinais, à exceção daquela aos 105 m (parcela F - Ramos et al. 2011), entre as quais o inverso foi observado e aquela aos 73 m (parcela E – Campos et al. 2011), entre as quais foi observado o mesmo número de espécies em comum (90 espécies), tanto em relação aos 190 como aos 350 m. Respectivamente às áreas aos 56 (Campos et al. 2011), 46 (Assis et al. 2011), 1.020 e 1.025 (Pereira et al. 2011) e 10 m (Assis et al. 2011), foram observadas 93, 88, 64, 58 e 39 espécies em comum com a área aos 350 m, enquanto foram observadas 85, 87, 53, 52 e 28 espécies em comum com a área aos 190 m. Entre a área aos 105 m (parcela F - Ramos et al. 2011), ocorreram 65 espécies em comum com a área aos 190 m e apenas 55 espécies em comum com aquela aos 350 m, sendo importante destacar que além da maior proximudade entre as áreas aos 105 e 190 m, do que entre as aos 105 e 350 m, a área aos 105 m é a mais antropizada entre aquelas estudadas no âmbito do projeto Biota Gradiente Funcional (FAPESP 03/12595-7 – Joly et al. 2008, 2011), sendo que segundo moradores antigos, a área foi explorada há cerca de 40 anos para a retirada seletiva de madeira da árvore urucurana (*Hieronyma alchorneoides* Allemão, Phyllanthaceae), entre outras. Portanto, o número menor de espécies em comum entre a área aos 350 m e aquela antropizada (105 m) e maior número de espécies em comum com as outras áreas são outras evidências das boas condições reinantes aos 350 m.

Além da grande diversidade de espécies arbóreas encontrada em cada uma das altitudes (aos 190 e 350 m), muitas espécies foram observadas em apenas uma das altitudes, sendo, igualmente, observado um grande número de espécies ameaçadas de extinção. Considerando-se conjuntamente as duas parcelas estudadas (2 ha), a riqueza (252 espécies) foi maior do que em 10 ha, em Carlos Botelho (215 espécies – Souza et al. 2006). A grande ocorrência de espécies raras, pouco abundantes e pouco frequentes nesta região contribui para a grande diferença florística entre as áreas. Adicionalmente aos fatores ambientais, interações biológicas (polinização, dispersão, predação, doenças) podem ter papel relevante para determinar a diversidade em uma área, sendo que perdas em uma comunidade biótica (tal como entre os dispersores) tendem a levar ao empobrecimento de outras comunidades (tal como das árvores dispersas – Silva & Tabarelli 2000). Grandes áreas protegidas, tal como é o caso do Parque Estadual da Serra do Mar, têm condições de garantir a sobrevivência de um grande conjunto de organismos, incluindo mamíferos de grande porte e espécies raras da fauna e flora (Conservation International do Brasil 2000), sendo que perdas de diversidade, tal como entre as árvores podem ser percebidas apenas depois de longa data (Metzger et al. 2009). A restauração e restabelecimento de florestas com grande diversidade embora sejam possíveis, envolvem altos custos, além de pré-condições adequadas, tal como fonte de sementes e diversidade na paisagem circundante (Rodrigues et al. 2009), ou seja, envolvem a necessidade da própria conservação de áreas com grande biodiversidade.

Agradecimentos

Este trabalho foi desenvolvido como parte do projeto BIOTA - FAPESP "Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar" (FAPESP 03/12595-7), coordenado pelo terceiro autor (Joly) e pelo Dr. Luiz Antonio Martinelli (CENA/USP). Agradecemos ao Instituto Florestal de São Paulo pelas autorizações de coleta concedidas, ao Sr. Oswaldo Alves dos Santos e a Fábio José Benedetti, pelo inestimável apoio nas atividades de campo, e aos taxonomistas Ângela B. Martins e Renato Goldenberg (Melastomataceae), Ariane Luna Peixoto (Monnimiaceae), Inês Cordeiro (Euphorbiaceceae), Fiorela Mazine e Marcos Sobral (Mytaceae), Marcelo A. Pinho-Ferreira e Sigrid L. Jung-Mendaçoli (Rubiaceae), João Batista Baitelo e Tiago D. M. Barbosa (Lauraceae), Edson Dias e Jorge Y. Tamashiro (Fabaceae), Julio A. Lombardi e Rita Carvalho-Okano (Celastraceae), João Semir (Asteraceae) e Marco A. Assis (Bignoniaceae), pelo auxílio com as nossas identificações.

Referências Bibliográficas

AIBA, S. & KITAYAMA, K. 1999. Structure, composition and species diversity in an altitude substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo. Plant ecol. 140(2):139-157. http://dx.doi.org/10.1023/A:1009710618040

AIBA, S., KITAYAMA, K. & TAKYU, M. 2004. Habitat associations with topography and canopy structure of tree species in a montane forest on Mount Kinabalu, Borneo. Plant ecol. 174(1):147-161. http://dx.doi.org/10.1023/B:VEGE.0000046059.92806.49

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Bot. j. Linn. Soc. 141(4):399-436. http://dx.doi.org/10.1046/j.1095-8339.2003.t01-1-00158.x

ASSIS, M.A 1999. Florística e Caracterização das Comunidades Vegetais da Planície Costeira de Picinguaba, Ubatuba - SP. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ASSIS, M.A., PRATA, E.M.B; PEDRONI, F., SANCHEZ, M., EISENLOHR, P.V., MARTINS, F.R., SANTOS, F.A.M., TAMASHIRO, J.Y., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., PICCOLO, M.C., MARTINS, S.C;; CAMARGO, P.B., CARMO, J.B., SIMÕES, E., MARTINELLI, L.A. & JOLY, C.A. 2011. Florestas de Restinga e de Terras Baixas na Planície Costeira do sudeste do Brasil: vegetação e heterogeneidade ambiental. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn02111022011

AYRES, M., AYRES JUNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2000. BioEstat 2.0: aplicações estatísticas nas áreas de ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Manirauá/CNPq, Belém.

BARBOSA, J.P.M. 2006. Utilização de método de interpolação para análise e espacialização de dados climáticos: o SIG como ferramenta. Cam. Geog. 9 (17):85-96.

BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., ÁRBOCZ, G.F., CATHARINO, E.L.M., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). Rev. Inst. Florest. 18(1):121-166.

BIODIVERSITAS. 2008. Lista oficial de espécies ameaçadas de extinção no Brasil. Disponível em: http://www.biodiversitas.org.br/florabr/grupo3fim.asp. (último acesso em 28/04/2011).

BRASIL. 2008. Secretaria do Meio Ambiente - SMA. Resolução SMA 08: Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Brasília, DF, 31 jan. 2008.

CAMPOS, M.C.R., TAMASHIRO, J.Y., ASSIS, M.A. & JOLY, C.A. 2011. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02311022011

CARVALHO, D.A., OLIVEIRA FILHO, A.T., VAN DEN BERG, E., FONTES, M.A.L., VILELA, E.A., MARQUES, J.J.G.S.M. & CARVALHO, W.A.C. 2005. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma Floresta Ombrófila Alto-Montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(1):91-109. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000100010

CATHARINO, E.L.M., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. Biota Neotrop. 6(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/fullpaper?bn00306022006+pt (último acesso 28/04/2011).

CESAR, O. & MONTEIRO, R. 1995. Florística e fitossociologia de uma floresta sobre a restinga em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar) município de Ubatuba, SP. Naturalia 20(1):21-35.

CIELO FILHO, R., GNERI, M.A. & MARTINS, F.R. 2007. Position on slope, disturbance, and tree species coexistence in a Seasonal Semideciduous Forest in SE Brazil. Plant ecol. 190(2):189-203. http://dx.doi.org/10.1007/s11258-006-9200-x

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/SBF, Brasília.

DELPRETE, P.G. 2008. *Ixora*. In Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo (M.G.L. Wanderley, G.J. Shepherd, T.S. Melhem & A.M. Giulietti, coords.). Instituto de Botânica, São Paulo, v.5, p.354-358.

FURLAN, A., MONTEIRO R., CESAR, O. & TIMONI J.L. 1990. Estudos Florísticos das Matas de Restinga de Picinguaba, SP. Publ. ACIESP 71(3):220-227.

GARCIA, J.P.M. 1995. Análise geomorfológica e distribuição espacial da vegetação na planície litorânea de Picinguaba (Ubatuba - SP). Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GENTRY, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. Ann. Missouri Bot. Gar. 75(1):1-34. http://dx.doi.org/10.2307/2399464

GOMES, E.P.C., FISCH, S.T.V. & MANTOVANI, W. 2005. Estrutura e composição do componente arbóreo na Reserva Ecológica do Trabiju, Pindamonhangaba, SP, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(3):451-464. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000300005

GRYTNES, J.A. & BEAMAN, J.H. 2006. Elevational species richness patterns for vascular plants on Mount Kinabalu, Borneo. J. Biogeogr. 33(10):1838-1849. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01554.x

GUEDES-BRUNI, R.R. & LIMA, H.C. 1997. Mountain ranges of Rio de Janeiro, South-eastern Brazil. In Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation (S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton, eds.). WWF/IUCN, Cambridge, v.3, p.376-380.

GVINISH, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. J. Ecol. 87(2):193-210. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00333.x

INSTITUTO FLORESTAL. Parque Estadual da Serra do Mar: Núcleo Picinguaba - floresta e mar. http://www.iflorestsp.br/picinguaba.htm (último acesso em 28/04/2011).

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. http://www.iucnredlist.org (último acesso em 30/11/2009).

IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2000. Similaridade florística entre áreas de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo. Braz. J. Ecol. 1/2(1):71-81.

IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2001. Levantamento florístico de um trecho de Floresta Atlântica em Pariquera-Açu, SP. Naturalia 26(1):97-129.

JOLY, C.A., AIDAR, M.P.M., KLINK, C.A., McGRAPH, D.G., MOREIRA, A.G., MOUTINHO, P., NEPSTAD, D.C., OLIVEIRA, A.A., POTT, A. & SAMPAIO, E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. Cienc. Cult. 51(5/6):331-348.

JOLY, C.A., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C., TAMASHIRO, J.Y., CAMPOS, M.C.R., GOMES, J.A.M.A., SANCHEZ, M., SANTOS, F.A.M., PEDRONI, F., PEREIRA, L.S., PADGURSCHI, M.C., PRATA, E.M.B., RAMOS, E., TORRES, R.B., ROCHELLE, A.L.C., MARTINS, F.R, ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., MARTINELLI, L.A., CAMARGO, P.B., SIMÕES, E., VILLANI, J.P. & BELINELLO, R. 2011. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da Mata Atlântica ao longo do gradiente altitudinal dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia/PESM, do sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 11(2): no prelo.

JOLY, C.A., MARTINELLI, L.A., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., TAMASHIRO, J.Y., AIDAR, M.P.M., CAMARGO, P.B., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C. & DURIGAN, G. 2008. As Parcelas Permanentes do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional: Composição Florística, Estrutura e Funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo, Brasil. In Experiências de monitoramento no Bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes (C.R. Sanquetta, org.) RedeMAP - Rede de Parcelas Permanentes dos Biomas Mata Atlântica e Pampa/Funpar, Curitiba, p.109-148.

KLEIN, R.M.1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. Sellowia 32(32): 164-369.

KÖPPEN, W. 1948. Climatologia. Fondo de Cultura Económica, Cidade do México.

LEITÃO FILHO, H.F. 1987. Considerações sobre s florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. Inst. Pesqui. Estud. Florest. 35(1):41-46.

LEITÃO FILHO, H.F., PAGANO, S.N., CESAR, O., TIMONI, J.L. & RUEDA, J.J. 1993. Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão. Universidade Estadual Paulista/Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LEITE, P. & KLEIN, R.M. 1990. Vegetação. In Geografia do Brasil: região Sul. IBGE, Rio de Janeiro, v.2, p.113-150.

LIEBERMAN, M., LIEBERMAN, D., HARTSHORN, G. & PERALTA, R. 1985. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. J. Ecol. 73(2):505-516. http://dx.doi.org/10.2307/2260490

LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R. & HARTSHORN, G.S. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. J. Ecol. 84(2):137-152. http://dx.doi.org/10.2307/2261350

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University, New Jersey.

MARTINI, A.M.Z., FIASCHI, P., AMORIM, A.M. & PAIXÃO, J.L. 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. Biodivers. Conserv. 16(11):3111-3128. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9166-6

MARTINS, S.C. 2010. Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, Estado de São Paulo. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MARTINS, V.S., SILVA, N.R.S., SOUZA, A.L. & MEIRA NETO, J.A.A. 2003. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. Sci. For. 64(1):172-181.

MEIRELES, L.D., SHEPHERD, G.J. & KINOSHITA, L.S. 2008. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. Rev. Bras. Bot. 31(4):559-574. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042008000400003

MELO, M.M.R.F. & MANTOVANI, W. 1994. Composição florística e estrutura de trecho de Mata Atlântica de encosta, na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). Bol. Inst. Bot. 9(1):107-158.

MELO, M.M.R.F., OLIVEIRA, R.J., ROSSI, L., MAMEDE, M.C.H. & CORDEIRO, I. 1998. Fitossociologia de trecho de Mata Atlântica na Planície do Rio Verde, Estação Ecológica de Juréia, Itatins, SP, Brasil. Publ. ACIESP 104(2): 49-56.

METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., DIXO, M., BERNACCI, L.C., RIBEIRO, M.C. & TEIXEIRA, A.M.G. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. Biol. Conserv. 142(6):1166-1177. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033

MONTEIRO, E.A. & FISCH, S.T.V. 2005. Estrutura e padrão espacial das populações de *Bactris setosa* Mart. e *B. hatschbachii* Noblick ex A.Hend (Arecaceae) em um gradiente altitudinal, Ubatuba (SP). Biota Neotrop. 5(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/fullpaper?bn00505022005+pt (último acesso em 28/04/2011)

MORELLATO, L.P.C. 2000. The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4b):786-792. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00618.x

MORENO, M.R., NASCIMENTO, M.T. & KURTZ, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na mata atlântica de encosta da região do Imbé. RJ. Acta Bot. Bras. 17(3):371-386.

MORI, S.A., BOOM, B.M. & PRANCE, G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of Eastern Brazilian Coastal Forest tree species. Brittonia 33(2):233-245. http://dx.doi.org/10.2307/2806330

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York.

MÜLLER ARGOVIENSIS, J. 1875. Rubiaceae brasilienses novae. Flora 58(29):449-464.

ODLAND, A. & BIRKS, H.J.B. 1999. The altitudinal gradient of vascular plant richness in Aurland, western Norway. Ecography 22(5):548-566.

OLIVEIRA, A.A. & MORI, S.A. 1999. A central Amazonian terra firme Forest. I: high tree species richness on poor soils. Biodivers. Conserve. 8(9):1219-1244. http://dx.doi.org/10.1023/A:1008908615271

OLIVEIRA FILHO, A.T., CURI, N., VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry forest. Biotropica 30(3):362-375. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00071.x

OLIVEIRA FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. Biotropica 32(4b):793-810. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x

OLIVEIRA FILHO, A.T., VILELA, E.A., CARVALHO, D.A. & GAVILANES, M.L. 1994. Effects of soil and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest of southeastern Brazil. J. Trop. Ecol. 10(4):483-508. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400008178

PEIXOTO, A.L. & GENTRY, A. 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo. Brasil). Rev. Bras. Bot. 13(1):19-25.

PENDRY, C.A. & PROCTOR, J. 1997. Altitudinal zonation of rain forest on Bukit Belalong, Brunei: soils, forest structure and floristic. J.Trop. Ecol. 13(2):221-241. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400010427

PEREIRA, L.S., PADGURSCHI, M.C.G., TAMASHIRO, J.Y. & JOLY, C.A. 2011. Composição florística e estrutura fitossociológica em dois trechos da floresta ombrófila densa montana do Parque Estadual da Serra do Mar (Núcleo Santa Virgínia, São Luiz do Paraitinga - SP). Biota Neotrop. 11(2): no prelo.

PROCTOR, J., LEE, Y.F., LANGLEY, A.M., MUNRO, W.R.C. & NELSON, T. 1988. Ecological studies on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia. J. ecol. 76(2):320-340. http://dx.doi.org/10.2307/2260596

RAMOS, E; TORRES, R.B., VEIGA, R.F.A. & JOLY, C.A. 2011. Estudo do componente arbóreo de trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP). Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02411022011

ROCHELLE, A.L.C., CIELO FILHO, R. & MARTINS, F.R. 2011. Fitossociologia da comunidade arbórea de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba, SP. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02711022011

RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A., GANDOLFI, S. & NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. Biol. Conserv. 142(6):1242-1251. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008

RODRIGUES, R.R., MORELLATO, L.P.C., JOLY, C.A. & LEITÃO FILHO, H.F. 1989. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiaí, SP. Rev. Brasil. Bot. 12(1/2):71-89.

SALIS, S.M., SHEPHERD, G.J. & JOLY, C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forest of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. Vegetatio 119(2):155-164. http://dx.doi.org/10.1007/BF00045595

SANCHEZ, M. 2001. Composicão Florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SANCHEZ, M., PEDRONI. F., LEITÃO FILHO, H.F. & CÉSAR, O. 1999. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba. Ubatuba. SP. Rev. Bras. Bot. 22(1):31-42. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041999000100006

SCUDELLER, V.S., MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. Plant Ecol. 152(2):185-199. http://dx.doi.org/10.1023/A:1011494228661

SILVA, A.F. & LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da mata atlântica de encosta no Município de Ubatuba - SP. Rev. Bras. Bot. 5(1/2):43-52.

SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. Nature 404(6773):72-74. http://dx.doi.org/10.1038/35003563

SHEPHERD, G.J. 1995. FITOPAC 1: manual do usuário. Departamento de Botânica, Instituto de Biologia - UNICAMP, Campinas.

SOUZA, V.C., DUARTE, A.R., COUTINHO, A.P.S., SAMPAIO, D., BREIER, T.B., UDULUTSCH, R.G., RANDO, J.G., FERREIRA, M.A.P., OLIVEIRA, A.A., SEMIR, J., DURIGAN, G. & RODRIGUES, R.R. 2006. Flora In Rodrigues, R.R. (coord.) 4° Relatório Temático do Projeto Parcelas Permanentes. Laboratório de Ecologia e Restauração Floresta, Piracicaba. http://www.lerf.esalq.usp.br/old/parcelas/relatorio2005/parteIII.pdf (último acesso em 28/04/2011).

SRUATEK, M. & KOLBEK, J. 1994. Vegetation structure along the altitudinal gradient at the treeline of Mount Paektu, North Korea. Ecol. Res. 9(3):303-310. http://dx.doi.org/10.1007/BF02348416

SZTUTMAN, M. & RODRIGUES, R.R. 2002. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. Rev. Bras. Bot. 25(2):161-176. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042002000200005

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no Estado de São Paulo (Brasil). Rev. Bras. Bot. 22(2):217-223.

TAKYU, M., AIBA, S. & KITAYAMA, K. 2002a. Effects of topography on tropical lower montane forests under different geological conditions on Mount Kinabalu, Borneo. Plant Ecol. 159(1):35-49. http://dx.doi.org/10.1023/A:1015512400074

TAKYU, M., AIBA, S. & KITAYAMA, K. 2002b. Beta-diversity and changes in population structure along topographical gradients on different geological substrates in tropical montane forests on Mount Kinabalu, Borneo. Sabah Parks Nat. J. 5(1):165-218.

THOMAS, L.D. 1998. Floração e frutificação de algumas espécies de Mata Atlântica. Publ. ACIESP 104(2):135-141.

TORRES, R.B., MARTINS, F.R. & KINOSHITA, L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, Southestern Brazil. Rev. Bras. Bot. 20(1):41-49.

VELOSO, P.H., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

YAMAKURA, T., KANZAKI, M., ITOH, A., OHKUBO, T., OGINO, K., CHAI, E.O.K., LEE, H.S. & ASHTON, P.S. 1995. Topography of a large-scale research plot established within a tropical rain forest at Lambir, Sarawak. Tropics 5(1/2):41-56. http://dx.doi.org/10.3759/tropics.5.41

TROPICOS. http://www.tropicos.org/Home.aspx (último acesso em 28/04/2011).

WEBB, C.O. & PEART, D.R. 2000. Habitat associations of trees and seedlings in a Bornean rain forest. J. Ecol. 88(3):464-478. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00462.x

WORLD CHECKLIST OF SELECTED PLANT FAMILIES. http://apps.kew.org/wcsp/qsearch.do (último acesso em 28/04/2011).

WANDERLEY, M.G.L., SHEPHERD, G.J. & GIULIETTI, A.M. (coords.). 2002. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. FAPESP/HUCITEC, São Paulo, v.2.

WANDERLEY, M.G.L., SHEPHERD, G.J., GIULIETTI, A.M. & MELHEM. T.S. (coords.) 2003. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. RiMA, São Paulo, v.3.

WANDERLEY, M.G.L., SHEPHERD, G.J., GIULIETTI, A.M. & MELHEM. T.S. (coords.) 2005. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. RiMA, São Paulo, v.4.

WANDERLEY, M.G.L., SHEPHERD. G.J., MELHEM. T.S. & GIULIETTI. A.M. (coords.) 2007. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, São Paulo, v.5.

WANDERLEY, M.G.L., SHEPHERD. G.J., MELHEM. T.S., GIULIETTI. A.M. & Martins, S.E. (coords.) 2009. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. Instituto de Botânica/FAPESP, São Paulo, v.6.

WHITTAKER, R.J., WILLIS, K.J. & FIELD, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. J. Biogeogr. 28(4):453-470. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00563.x

ZAR, J.H. 1999. Bioestatistical Analysis. 4nd ed. Prentice-Hall Inc., New Jersey.

ZHAO, C.-M., CHEN, W.-L., TIAN, Z.-Q. & XIE, Z.-Q. 2005. Altitudinal pattern of plant species diversity in Shennongjia Mountains, Central China. J. Integr. Plant Biol. 47(12):1431-1449. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7909.2005.00164.x

Recebido em 05/03/2010
Versão reformulada recebida em 30/04/2011
Publicado em 27/05/2011

A comunidade microfitoplanctônica do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Atlântico Norte-Equatorial): variação diurna e espacial

Andréa Shirley Xavier da Silva Tiburcio[1,2], Maria Luise Koening[1],

Silvio José de Macêdo[1] & Pedro Augusto Mendes de Castro Melo[1]

[1]Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE,
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, CEP 50670-901, Recife, PE, Brasil
[2]Autor para correspondência: Andréa Shirley Xavier da Silva Tiburcio, e-mail: xavier.andrea@ymail.com

TIBURCIO, A.S.X.S., KOENING, M.L., MACÊDO, S.J. & MELO, P.A.M.C. **Microphytoplankton community of São Pedro e São Paulo Archipelago (Atlantic North Equatorial): diurnal and spatial variation.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03811022011

Abstract: The present study was developed in the São Pedro and São Paulo Archipelago, with the objective to describe the structure of the microphytoplankton community, and establish its diurnal and spatial variation. The samplings were carried out in two stations (Enseada and Cabeço da Tartaruga) during five consecutive days (May 12 to 16, 2008) of the rainy season, during early morning and late afternoon, by subsurface horizontal hauls of 10 minutes duration with plankton net of 45 µm of mesh size. A total of 131 taxa were recorded, out of which 117 in Cabeço station and 89 in Enseada. The group of dinoflagellates was the most diverse, represented by 90 taxa belonging to 17 genera, highlighting the *Ceratium* genus with 33 species. The cyanophyceae *Trichodesmium thiebautti* Gomon ex Gomont was the only dominant species in the area, influencing the community structure, and serving as indicator species for the area. There was a greater number of species at the Cabeço than in Enseada. The marine planktonic oceanic species predominated, with 61.26% of the overall species richness. The diversity and evenness were in general higher in both sampling stations. At Cabeço station, the values of species diversity were between a minimum of 0.76 bits.cell^{-1} and a maximum of 4.27 bits.cell^{-1} and evenness varied between 0.16 and 0.84. At the Enseada station, it was registered a minimum of 2.91 bits.cell^{-1} and a maximum of 3.87 bits.cell^{-1}, and evenness with minimum and maximum values of 0.64 and 0.84, respectively. The cluster analysis showed the formation of three distinct associations of species, with Cabeço and Enseada species in separate groups, highlighting the differences between the communities of the two studied sites. In each station, there was no significant difference between samples of different hours. The study area is characterized by a floristic composition typical of stable, transparent and oligotrophic waters.
Keywords: *brazilian northeastern waters, biodiversity, oceanic plankton, oceanic islands.*

TIBURCIO, A.S.X.S., KOENING, M.L., MACÊDO, S.J. & MELO, P.A.M.C. **A Comunidade microfitoplanctônica do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Atlântico Norte - Equatorial): variação diurna e espacial.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03811022011

Resumo: O presente trabalho foi desenvolvido no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, com o objetivo de descrever a estrutura da comunidade microfitoplanctônica, assim como estabelecer sua variação diurna e espacial. As amostras foram coletadas em duas estações (Cabeço da Tartaruga e Enseada) durante cinco dias consecutivos (12 a 16/05/08) do período chuvoso, nos horários da manhã e da tarde, por meio de arrastos horizontais subsuperficiais de 10 minutos de duração, com uma rede de plâncton com abertura de malha de 45 µm. Um total de 131 táxons foram registrados, dos quais 117 foram na estação Cabeço da Tartaruga e 89 na Enseada. O grupo dos dinoflagelados foi o mais diverso, representado por 90 táxons pertencentes a 17 gêneros, destacando-se o gênero *Ceratium* com 33 espécies. A cianofícea *Trichodesmium thiebautti* Gomont ex Gomon foi a única espécie dominante na área, influenciando a estrutura da comunidade, servindo como a espécie indicadora da área. Houve um número maior de espécies na estação Cabeço do que na Enseada. As espécies marinhas planctônicas oceânicas predominaram, com 61,26% da riqueza total de espécies. A diversidade e a equitabilidade foram, no geral, altas em ambos locais de coleta. Na estação Cabeço, os valores de diversidade específica situaram-se entre o mínimo de 0,76 bits.cél^{-1} e máximo de 4,27 bits.cél^{-1} e a equitabilidade oscilou entre 0,16 e 0,84. Na Enseada, registraram-se mínimo de diversidade específica de 2,91 bits.cél^{-1} e máximo de 3,87 bits.cél^{-1}, e equitabilidade com valores mínimo e máximo de 0,64 e 0,84, respectivamente. A análise de agrupamento mostrou a formação de três associações distintas de espécies, com espécies do Cabeço e da Enseada em grupos separados, evidenciando a diferença entre as comunidades dos dois locais estudados. Em cada estação, não houve diferença significativa entre as amostras dos diferentes horários. A área estudada está caracterizada por uma composição florística típica de ambiente estável, águas transparentes e oligotróficas.
Palavras-chave: *águas do nordeste do brasil, biodiversidade, plâncton oceânico, ilhas oceânicas.*

Introdução

A região oceânica tropical do Atlântico é dominada pelas águas quentes e oligotróficas da Corrente Sul Equatorial, que se bifurca originando a Corrente Norte do Brasil e a Corrente do Brasil. O regime de ventos dominado pelos alíseos não favorece o desenvolvimento de ressurgências, ficando a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) permanentemente abaixo da zona eufótica (Yoneda 1999).

Nesta região, bem como em outros ambientes marinhos, os organismos fitoplanctônicos sustentam a produtividade. O fitoplâncton é constituído por algas microscópicas, unicelulares, isoladas ou coloniais, que flutuam preferencialmente na superfície das águas (Gross & Gross 1996) e a biodiversidade de dinoflagelados é comparável apenas com a das diatomáceas. Segundo Ricklefs (2003), alterações na composição e estrutura dessa comunidade podem ocasionar profundas mudanças em todos os níveis tróficos, uma vez que estes organismos apresentam um caráter muito dinâmico por possuírem elevadas taxas de reprodução, com ciclos de vida em torno de horas, dias ou semanas e respondem rapidamente às modificações das condições ambientais.

As comunidades fitoplanctônicas não têm sido tão extensivamente estudadas, talvez devido à facilidade com que se aceitou uma única medida (clorofila ou outros pigmentos) para representar a quantidade e o tipo de fitoplâncton presente. No entanto, sabe-se que as comunidades de fitoplâncton tropical são ricas em pequenas células; em oceanos tropicais abertos e oligotróficos, as diatomáceas são comparativamente menos importantes, enquanto os dinoflagelados, cocolitoforídeos e os pequenos flagelados nus dominam o plâncton vegetal eucariótico (Longhurst & Pauly 2007). Entre os grupos fitoplanctônicos, os dinoflagelados se destacam por sua riqueza de espécies, diversidade morfológica e radiação adaptativa ao colonizar os diversos habitats encontrados nos oceanos. Dinoflagelados, como todas as microalgas pelágicas, devem ser capazes de sobreviver e crescer sob condições de distúrbio físico, estresse de luz intenso e limitação de nutrientes para alcançar um modo de vida planctônico (Smayda & Reynolds 2002).

O Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP), o menor arquipélago oceânico brasileiro, situa-se no meio do Atlântico-Norte Equatorial (00° 55' 02" N; 29° 20' 42" O), distando 1.010 km da costa brasileira e cerca de 1.824 km da costa africana (Campos et al. 2010). É formado por um grupo de pequenas ilhas rochosas desprovidas de qualquer tipo de vegetação. Com uma área de aproximadamente 17.000 m^2, trata-se de região privilegiada para o desenvolvimento de pesquisas científicas. Segundo Omori & Ikeda (1984), reúne características únicas, pelo que é possível compará-lo com um "oásis" em meio às águas do Oceano Atlântico.

Do ponto de vista científico, sua posição geográfica, entre os hemisférios Norte e Sul e os continentes africano e americano, atribui ao ASPSP uma condição única para a realização de pesquisas em diversos ramos da ciência, sendo uma área de enorme importância biológica, pois exerce papel relevante no ciclo de vida de várias espécies que têm no arquipélago etapa importante de suas rotas migratórias, quer como área de reprodução, quer como zona de alimentação (Porto 2006).

Informações sobre o microfitoplâncton em águas tropicais da plataforma externa e oceânica do Brasil são ainda muito escassas. Um dos primeiros trabalhos foi o de Müller-Melchers (1955), que publicou uma lista de diatomáceas com base em material do arquipélago de São Pedro e São Paulo. Em análise de amostras de plâncton coletadas nas proximidades do banco de Abrolhos pela Comissão Leste II do NOc. "Almirante Saldanha", os resultados mostraram que, apesar da maior diversidade em espécies de diatomáceas, os dinoflagelados dominaram quantitativamente, numa situação típica de águas oligotróficas (Macedo-Saidah & Moreira-Filho 1977). Na mesma área, deve-se destacar o trabalho de Gaeta et al. (1999), que estudaram a biomassa e produtividade primária fitoplanctônica, tendo observado que o banco de Abrolhos mostrou-se oligotrófico, apresentando baixas concentrações de nutrientes, biomassa em termos de clorofila *a* e baixas taxas de produtividade primária, enquanto que, na periferia do vórtice de Vitória, os resultados foram até duas vezes mais elevados. Complementando este estudo, Susini-Ribeiro (1999) avaliou a distribuição da biomassa do pico, nano e microfitoplâncton na plataforma continental de Abrolhos e constatou que o picoplâncton contribuiu com 64% da biomassa de carbono, o nanoplâncton 33% e o microfitoplâncton apenas 3%. Apesar da comunidade do nano e microfitoplâncton contribuir com apenas 36% da biomassa total de carbono, é altamente diversificada.

No âmbito do Joint Oceanographic Project (JOPS II) foram também desenvolvidos estudos sobre produção e plâncton das águas da plataforma continental nordeste e leste do Brasil, incluindo o Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Arquipélago de Fernando de Noronha, Bancos da Cadeia Norte Brasileira e Atol das Rocas. Nestes estudos, concluiu-se que o sistema pelágico do Nordeste e Leste do Brasil deve ser considerado como um sistema único, controlado principalmente pelo impacto de águas oligotróficas da Corrente Equatorial do Sul e correntes derivadas (Ekau & Knoppers 1999). Bröckel & Meyerhöfer (1999) estudaram, no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, a composição da comunidade fitoplanctônica baseada na análise de pigmentos especiais através de cromatografia e espectrofotometria (clorofila *a* e feopigmentos).

Koening & Lira (2005), em estudo na plataforma continental e águas oceânicas do estado de Pernambuco, apresentaram as espécies e distribuição do gênero *Ceratium*, que se destacou na riqueza específica das amostras analisadas. Em estudo da biomassa fitoplanctônica na Zona Econômica Exclusiva do Nordeste, Mafalda Júnior et. al. (2009) constataram que os teores de clorofila-*a* apresentaram um aumento na área adjacente ao Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Koening & Oliveira (2009), em estudo sobre a estrutura do fitoplâncton no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, em oito estações posicionadas ao longo de dois transectos, constataram a presença de uma flora bem diversificada, composta em sua maioria de dinoflagelados.

O presente estudo tem como objetivo determinar a estrutura da comunidade microfitoplanctônica do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, bem como estabelecer sua variação diurna e espacial.

Material e Métodos

As coletas foram realizadas por meio de arrastos horizontais subsuperficiais com duração de 10 minutos, a uma velocidade de dois a três nós, com o auxílio de rede de plâncton com abertura de malha de 45 μm durante cinco dias consecutivos (12 a 16/05/08), no período chuvoso, com duas coletas diárias, pela manhã e à tarde, em duas estações fixas, uma localizada na estação Cabeço da Tartaruga (00° 55', 47'' N; 29° 37', 04'' O), uma área exposta e outra na estação Enseada (00° 55', 08'' N; 29° 20', 73'' O), área abrigada, no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Figura 1).

O material coletado foi fixado em formol neutro a 4%. As amostras foram homogeneizadas e destas retiradas subamostras de 0,5 mL para a análise quali/quantitativa. A identificação e contagem dos táxons foram feitas em microscópio ótico, onde uma lâmina de Sedgwick-Rafter foi utilizada para quantificação e a análise qualitativa feita com uso de duas lâminas comuns, onde foram registrados os táxons não observados na lâmina de contagem.

A identificação e classificação dos táxons foram determinadas através de bibliografia especializada: Peragallo & Peragallo (1897-1908), Hustedt (1930, 1959, 1961), Cupp (1943), Desikachary (1959), Taylor (1987), Balech (1988), Silva-Cunha & Eskinazi-Leça (1990), Licea et al. (1995), Tomas (1997), Gómez (2005), Tenenbaum

(2006). Os critérios de refinamento da identificação e os nomes científicos de espécies foram checados junto ao banco de dados internacional ALGAEBASE (http://www.algaebase.org/).

A abundância relativa dos táxons foi calculada segundo Lobo & Leighton (1986), considerando as categorias: dominante ($\geq$ 50%), abundante (50% |— 30%), pouco abundante (30% |— 10%) e rara ($\leq$ 10%). A diversidade específica de Shannon-Wiener ($H' = - \sum pi.\log_2 pi$) foi calculada, sendo considerada alta quando os resultados obtidos foram $\geq$ 3,0 bits.cel^{-1}; média, com resultados entre 2 e 3 bits.cel$^{-1;}$ baixa, entre 1 e 2 bits.cel^{-1}; e muito baixa, com resultado $\leq$ 1 bit.cel^{-1}; e a equitabilidade ($J = H'/\log S$), conforme Pielou (1977). Na frequência de ocorrência, os táxons foram considerados muito freqüentes ($\geq$ 70%), freqüentes (70% |— 40%), pouco freqüentes (40% |— 10%) ou esporádicos ($\leq$ 10%).

Os dados também foram analisados estatisticamente, sendo a similaridade entre as amostras avaliada com base no coeficiente de Bray-Curtis, utilizando-se os dados baseados na abundância relativa, transformados em raiz quarta, com método de amalgamento pela média do grupo, por meio do programa PRIMER 6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research). Através do teste de Mann-Whitney, utilizando o programa BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007), foi avaliada e comparada a comunidade fitoplanctônica entre os dois locais de estudo (Cabeço e Enseada) e o período de amostragem (manhã e tarde). A posteriori foi realizada a correção de Bonferroni. Esta consiste em determinar o valor do nível de significância individual (a), que proporcionará o nível de significância conjunto (a* = a/c) desejado, onde c é o número de possíveis combinações de médias. No presente estudo a = 0,05 e c = 2. Desta forma o nível de significância a* = 0,025.

Resultados

A comunidade microfitoplanctônica na área estudada esteve representada por 131 táxons. Houve diferença no número de táxons identificados nos locais de coleta, tendo sido 117 táxons na estação Cabeço, com 42 táxons ocorrendo exclusivamente nesta estação e 89 na Enseada, esta com 13 táxons exclusivos (Tabela 1). O mesmo não ocorreu com o número de táxons nos períodos da manhã e tarde, que somaram 116 e 103 táxons, respectivamente, porém esta diferença não foi significativa. Analisando individualmente os horários em ambas as estações, observou-se que a estação Enseada apresentou o menor número de táxons nos dois horários, com 71 táxons ocorrendo pela manhã e 64 à tarde. A estação Cabeço apresentou 101 táxons pela manhã e 85 à tarde. De uma maneira geral, a maior variação no número de táxons foi registrada no período da tarde na estação Cabeço (Figura 2).

Foi registrada apenas uma espécie dominante, a cianobactéria *Trichodesmium thiebautii* Gomont ex Gomont (Figura 3). À exceção dos dinoflagelados *Ceratium pentagonum* var. *tenerum* Jörgensen e *Goniodoma polyedricum* (Pouchet) Jörgensen, e das diatomáceas *Climacosphenia elongata* Bailey, *Climacosphenia moniligera* (Lyng.) Kützing, *Hemiaulus membranaceus* Cleve e *Leptocylindrus danicus* Cleve, considerados pouco abundantes e *Licmophora ehrenbergii* (Kützing) Grunow, classificada como abundante, todos os outros táxons foram considerados raros, com percentuais inferiores a 10%.

Dos 131 táxons identificados, 46% foram esporádicos, 28% foram pouco frequentes, 15% foram considerados frequentes e 11% foram muito frequentes. Dentre os 15 táxons muito frequentes registrados, estão *Oscillatoria* sp., *Trichodesmium thiebautii, Ceratium declinatum* var. *declinatum* (Karsten) Jörgensen, *Ceratium pentagonum* var. *tenerum, Ceratium teres* Kofoid, *Goniodoma polyedricum, Phalacroma argus* Stein, *Phalacroma doryphorum* Stein, *Protoperidinium latispinum* Mangin, *Pyrocystis noctiluca* Murray ex Haeckel, *Climacosphenia elongata, Climacosphenia moniligera*, *Hemiaulus membranaceus, Leptocylindrus danicus* e *Rhabdonema adriaticum* Kützing.

A comunidade microfitoplanctônica apresentou altos índices de diversidade específica, assim como a equitabilidade. No geral, 65% das amostras apresentaram uma alta diversidade e 70% alta

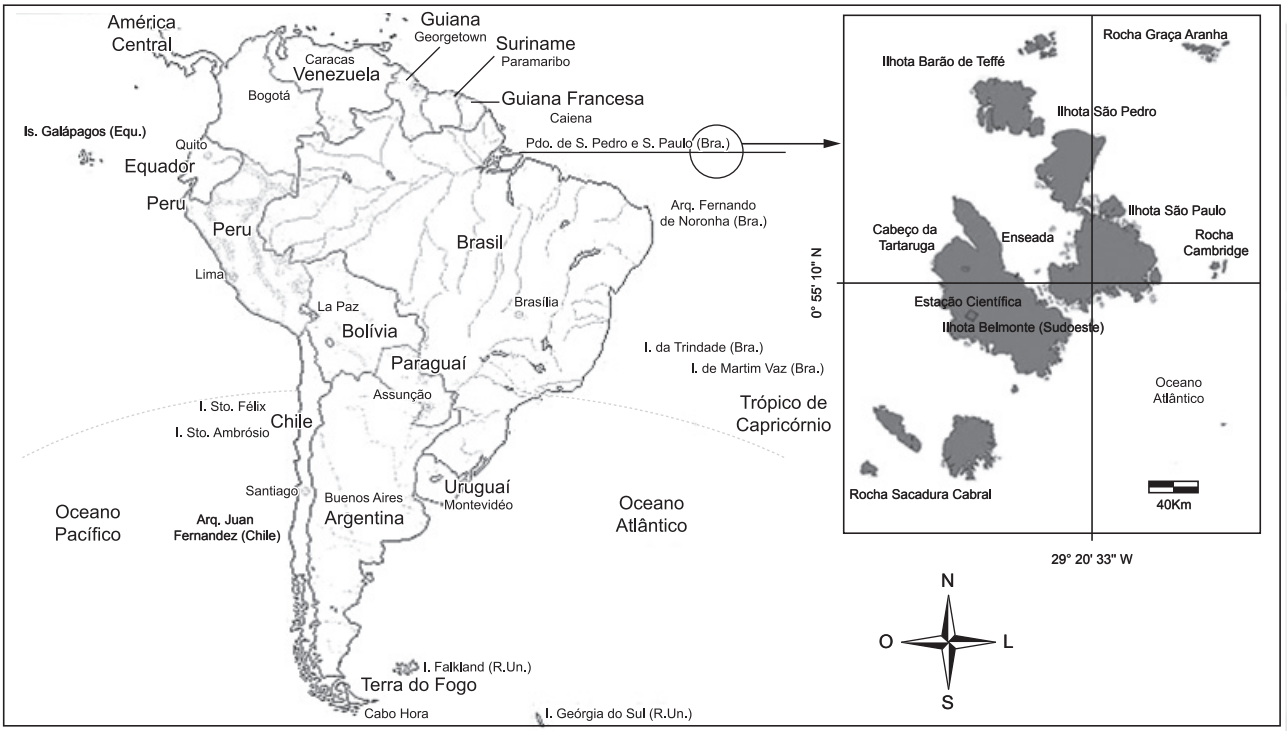


Figura 1. Estações de coleta no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (estações Cabeço da Tartaruga e Enseada).

Figure 1. Collection stations at São Pedro e São Paulo Archipelago (Cabeço da Tartaruga and Enseada stations).

Tabela 1. Lista dos táxons identificados nas estações Cabeço da Tartaruga e Enseada, no Arquipélago de São Pedro e São Paulo.
Table 1. List of taxa identified in the stations Cabeço da Tartaruga and Enseada, at São Pedro e São Paulo Archipelago.

Táxons	Estações			
	Cabeço		Enseada	
	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde
CYANOBACTERIA				
CYANOPHYCEAE				
OSCILLATORIALES				
OSCILLATORIACEAE				
Oscillatoria sp.	X	X	X	X
PHORMIDICAEA				
Trichodesmium thiebautii Gomont ex Gomont	X	X	X	X
DINOFLAGELLATA				
PROROCENTRALES				
PROROCENTRACEAE				
Prorocentrum balticum (Lohmann) Loeblich III	X	X	X	X
Prorocentrum compressum (Bailey) Abé ex Dodge	-	X	-	-
Prorocentrum gracile Schütt	-	-	X	X
Prorocentrum micans Ehrenberg	-	-	X	-
Prorocentrum sigmoides Ehrenberg	X	X	-	-
Prorocentrum sp.	-	X	X	-
DINOPHYSIALES				
DINOPHYSIACEAE				
**Dinophysis hastata* Stein	X	X	X	-
**Dinophysis schuettii* Murray & Whitting	X	-	-	-
Dinophysis sp.	X	-	-	-
**Histioneis crateriformis* Stein	-	-	-	X
Histioneis hippoperoides Stein	X	-	-	-
Ornithocercus magnificus Stein	X	X	X	X
Ornithocercus quadratus Schütt	-	X	X	X
Ornithocercus steinii Schütt	X	-	X	X
Ornithocercus thumii (Schmidt) Kofoid & Skogsberg	X	-	-	X
Phalacroma argus Stein	X	X	X	X
Phalacroma cuneus Schütt	X	X	X	-
**Phalacroma doryphorum* Stein	X	X	-	X
Phalacroma rapa Jorgensen	X	X	X	-
Phalacroma rotundatum (Claparèd & Lechmann) Kofoid & Michener	X	X	X	X
GONYAULACALES				
CERATIACEAE				
Ceratium arietinum Cleve	-	X	X	-
Ceratium candelabrum Ehrenberg	X	X	X	X
Ceratium contortum var. *contortum* (Gourret) Cleve	-	-	X	X
**Ceratium declinatum* var. *angusticornum* (Karsten) Jörgensen	X	X	X	X
Ceratium declinatum var. *declinatum* (Karsten) Jörgensen	X	X	X	X
Ceratium extensum (Gourret) Cleve	X	X	-	X
Ceratium fusus (Ehrenberg) Dujardin	X	X	-	X
Ceratium fusus (Ehrenberg) Dujardin var. *fusus*	X	X	-	-
Ceratium fusus var. *seta* (Ehrenberg) Sournia	X	X	X	X
Ceratium geniculatum (Lemmermman) Cleve	-	X	X	-
Ceratium gibberum Gourret	X	-	X	-

*Novas ocorrências.

Tabela 1. Continuação...

Táxons	Estações			
	Cabeço		Enseada	
	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde
Ceratium hexacanthum Gourret	-	-	-	X
Ceratium horridum (Cleve) Gran	X	X	X	X
**Ceratium horridum* var. *molle* (Kofoid) Jörgensen	-	X	-	-
Ceratium incisum (Karsten) Jörgensen	X	-	X	X
Ceratium lineatum (Ehrenberg) Cleve	-	-	X	X
Ceratium longirostrum Gourret	-	X	X	-
Ceratium lunula (Schimper) Jörgensen	X	-	-	-
Ceratium macroceros var. *macroceros* (Ehrenberg) Vänhoffen	X	X	X	-
Ceratium massiliense var. *massiliense* Sournia	-	X	-	-
Ceratium massiliense var. *armatum* (Karsten) Jörgensen	X	X	-	X
Ceratium paradoxides Cleve	X	-	-	-
Ceratium pentagonum var. *longisetum* (Ostenfeld & Schmidt) Jörgensen	X	X	X	X
Ceratium pentagonum var. *tenerum* Jörgensen	X	X	X	X
Ceratium reflexum Cleve	X	X	-	-
**Ceratium strictum* (Kofoid) E.G.Jørgensen	X	-	-	X
Ceratium symmetricum var. *symmetricum* Graham & Bronikowsky	X	X	-	-
Ceratium teres Kofoid	X	X	X	X
Ceratium tripos (O. F. Müller) Nitzsch	-	X	-	-
Ceratium tripos var. *pulchellum* (Schröder) López	X	-	-	X
Ceratium tripos var. *tripos* (O. F. Müller) Nitzsch	X	-	-	-
Ceratium vultur var. *vultur* Cleve	X	X	X	X
Ceratium sp.	-	-	X	-
CERATOCORYTHACEAE				
Ceratocorys horrida Stein	X	X	X	-
Ceratocorys sp.	X	-	-	-
GONIODOMATACEAE				
Goniodoma polyedricum (Pouchet) Jörgensen	X	X	X	X
GONYAULACACEAE				
**Gonyaulax birostris* Stein	X	-	-	-
Gonyaulax pacifica Kofoid	X	X	X	X
Gonyaulax polygramma Stein	X	X	X	X
Gonyalax spinifera (Clap. & Lach.) Diesing	X	X	-	-
Gonyaulax sp.	X	X	X	X
Gonyaulax sp1	X	X	X	-
Lingulodinium polyedrum (Stein) Dodge	X	X	X	-
Spiniferites sp.	-	-	-	X
OXYTOXACEAE				
Corythodinium belgicae Meunier	-	X	-	-
Corythodinium constrictum (Stein) F.J.R. Taylor	-	X	X	-
**Corythodinium elegans* (Pavillard) F.J.R. Taylor	X	X	X	-
**Corythodinium tesselatum* (Stein) Loeblich Jr. & Loeblich III	X	-	X	-
Corythodinium sp.	X	X	-	-
**Oxytoxum crassum* Schiller	X	X	-	X
**Oxytoxum milneri* Murray & Whitting	-	X	-	-
Oxytoxum scolopax Stein	X	-	-	X
Oxytoxum sp.	X	X	-	-
PYROCYSTALES				

*Novas ocorrências.

Tabela 1. Continuação...

Táxons	Estações			
	Cabeço		Enseada	
	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde
PYROCYSTACEAE				
Pyrocystis fusiformis (W. Thomson) Murray	X	-	-	-
Pyrocystis lunula (Schütt) Schütt	X	-	-	X
Pyrocystis noctiluca Murray ex Haeckel	X	X	X	X
Pyrocystis robusta Kofoid	X	X	X	X
PYROPHACACEAE				
Pyrophacus horologium Stein	X	-	-	X
Pyrophacus steinii (Schiller) Wall & Dale	X	X	-	-
PERIDINIACEAE				
Podolampas bipes Stein	X	X	-	-
Podolampas elegans Schütt	X	-	X	-
Podolampas palmipes Stein	X	X	X	X
Podolampas spinifera Okamura	X	X	-	-
PROTOPERIDINIACEAE				
**Protoperidinium cerasus* (Paulsen) Balech	X	X	X	-
**Protoperidinium depressum* (Bailey) Balech	X	X	X	X
**Protoperidinium divergens* (Ehrenberg) Balech	-	X	X	-
Protoperidinium latispinum Mangin	X	X	X	X
**Protoperidinium obtusum* (Karsten) Parke & Dodge	-	X	-	-
**Protoperidinium subpyriforme* Dangeard	X	X	-	X
Protoperidinium sp.	X	X	X	X
BACILLARIOPHYTA				
COSCINODISCOPHYCEAE				
COSCINODISCALES				
COSCINODISCACEAE				
Coscinodiscus centralis Ehrenberg	X	-	-	-
Concinodiscus oculusiridis Ehrenberg	X	X	-	-
Coscinodiscus sp.	X	-	-	-
RHIZOSOLENIALES				
RHIZOSOLENIACEAE				
Rhizosolenia styliformis Brightwell	X	X	X	X
HELIOPELTACEAE				
Actinoptychus sp.	X	-	X	-
MEDIOPHYCEAE				
TRICERATIALES				
Triceratium alternans Bailey	-	-	-	X
Triceratium antidiluvianum Grunow	X	X	X	X
Triceratium elongatum Grunow	-	-	X	-
Triceratium orbiculatum Shadbolt	-	-	X	-
Triceratium shadboltianum Greville	-	-	X	X
Pleurosira laevis (Ehrenberg) Campère	X	X	X	X
BIDDULPHIALES				
BIDDULPHIACEAE				
Biddulphia biddulphiana Smith	X	X	X	X
HEMIAULALES				
HEMIAULACEAE				

*Novas ocorrências.

Tabela 1. Continuação...

Táxons	Estações			
	Cabeço		Enseada	
	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde
Hemiaulus membranaceus Cleve	X	X	X	X
CHAETOCEROTALES				
CHAETOCEROTACEAE				
Chaetoceros atlanticus Cleve	X	-	-	-
Chaetoceros coarctatus Lauder	X	X	-	-
Chaetoceros lorenzianus Grunow	X	X	-	-
Chaetocerus peruvianus Brightwell	X	-	-	-
Chaetoceros sp.	X	X	-	-
LEPTOCYLINDRALES				
LEPTOCYLINDRACEAE				
Leptocylindrus danicus Cleve	X	X	X	X
BACILLARIOPHYCEAAE				
FRAGILARIALES				
FRAGILARIACEAE				
Synedra undulata (J.W. Bailey) Gregory	X	-	-	-
Synedra sp.	X	X	X	-
Podocystis americana Kützing	X	-	-	-
LICMOPHORALES				
LICMOPHORACEAE				
Licmophora abbreviata Agardh	X	X	X	X
Licmophora ehrenbergii (Kützing) Grunow		X	X	X
Licmophora ehrenbergii var. *ovata* Smith		X		
Licmophora gracilis Agardh	X	-	-	-
Licmophora sp.	X	X	X	X
RHABDONEMATALES				
RHABDONEMATACEAE				
Rhabdonema adriatricum Kutzing	X	X	X	X
Rhabdonema punctatum (Harvey & Barley) Stodder	-	-	X	X
STRIATELLALES				
STRIATELLACEAE				
Grammatophora sp.	X	-	-	-
CLIMACOSPHENIALES				
CLIMACOSPHENIACEAE				
Climacosphenia elongata Bailey	X	X	X	X
Climacosphenia moniligera (Lyng.) Kützing	X	X	X	X
NAVICULALES				
NAVICULACEAE				
Navicula sp.	X	X	-	-
Navicula sp1.	X	X	X	X
THALASSIOPHYSALES				
CATENULACEAE				
Amphora sp.	X	-	-	-
BACILLARIALES				
BACILLARIACEAE				
Cylindrotheca closterium (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin	X	-	X	X
Nitzschia longissima (Brébisson) Ralfs	X	-	-	-
Nitzschia sp.	-	X	-	X
Pseudo-nitzschia sp.	X	-	-	-

*Novas ocorrências.

equitabilidade, demonstrando que a comunidade tem boa repartição da abundância.

Na estação Cabeço, os valores de diversidade específica situaram-se entre o mínimo de 0,76 bits.cél^{-1} e máximo de 4,27 bits.cél^{-1}, com 50% das amostras apresentando alta diversidade, enquanto a equitabilidade oscilou entre 0,16 e 0,84, com 40% das amostras apresentando alta equitabilidade. Na Enseada, registraram-se valores mínimo de 2,91 bits.cél^{-1} e máximo de 3,87 bits.cél^{-1}, e equitabilidade, com valores mínimo e máximo de 0,64 e 0,84, respectivamente, sendo que 80% das amostras apresentaram alta diversidade e 100% delas alta equitabilidade (Figura 4).

No local, as espécies marinhas planctônicas oceânicas tiveram destaque, com percentual de 61,82%, seguidas pelas ticoplanctônicas, com percentual de 14,54%, marinhas planctônicas neríticas, com 10% e marinhas planctônicas neríticas/oceânicas, com 13,64%.

Através da análise de agrupamento foi observada a formação de três grandes grupos (A, B e C; Figura 5). O grupo A foi subdividido em dois subgrupos (A1 e A2), onde A1 foi formado pelas amostras da manhã e da tarde coletadas no primeiro dia (12/05/08) na Enseada, marcadas por uma maior quantidade das espécies de diatomáceas *Climacosphenia elongata*, *Climacosphenia moniligera, Leptocylindrus danicus* e *Licmophora ehrenbergii*, além da cianofícea *Trichodesmium thiebautii*. O subgrupo A2 esteve representado por quatro amostras da estação Cabeço, onde ocorreu a dominância de *Trichodesmium thiebautii*, sendo estas da manhã e da tarde do primeiro dia, a amostra da manhã do segundo dia (13/05/08) e a da tarde do terceiro dia (14/05/08). O grupo B foi formado pelo restante das amostras da Enseada (todas as amostras de ambos os horários do segundo, terceiro, quarto e quinto dias), onde não houve destaque de nenhuma espécie em particular, mas do grupo das diatomáceas, que se destacaram na abundância. O grupo C foi formado pelo restante das amostras da estação Cabeço, onde não houve destaque de nenhuma espécie.

De acordo com o teste de Mann-Whitney, entre as amostras coletadas nos diferentes horários não houve diferença significativa. No entanto, ocorreram diferenças ao se comparar as amostras coletadas nas duas estações de coleta, entre as amostras do segundo dia à tarde (Mann-Whitney, p = 0,0258) e as do quarto dia, também à tarde (Mann-Whitney, p = 0,0244). Como o nível de significância bonferronizado é 0,025, as diferenças significativas ocorreram apenas entre as amostras do quarto dia, coletadas à tarde.

Discussão

As águas oceânicas do Nordeste do Brasil são caracterizadas por baixa produtividade primária, devido à existência de uma termoclina permanente na região, a qual não permite que águas profundas ricas em nutrientes se misturem com águas superficiais. Este não favorecimento de ressurgências mantém a camada superior da coluna da água oligotrófica, favorecendo assim as espécies fitoplânctônicas adaptadas a este tipo de ambiente (Travassos et al. 1999). Nestas áreas, o fitoplâncton, principal produtor primário dos ecossistemas marinhos, depende basicamente de dois fatores: luz e nutrientes (Lalli & Parsons 1997).

O número total de espécies encontradas na área estudada pode ser considerado elevado para águas oligotróficas relativamente distantes da costa e aparentemente livre de influências continentais, entretanto é comparável com estudos realizados na plataforma continental do

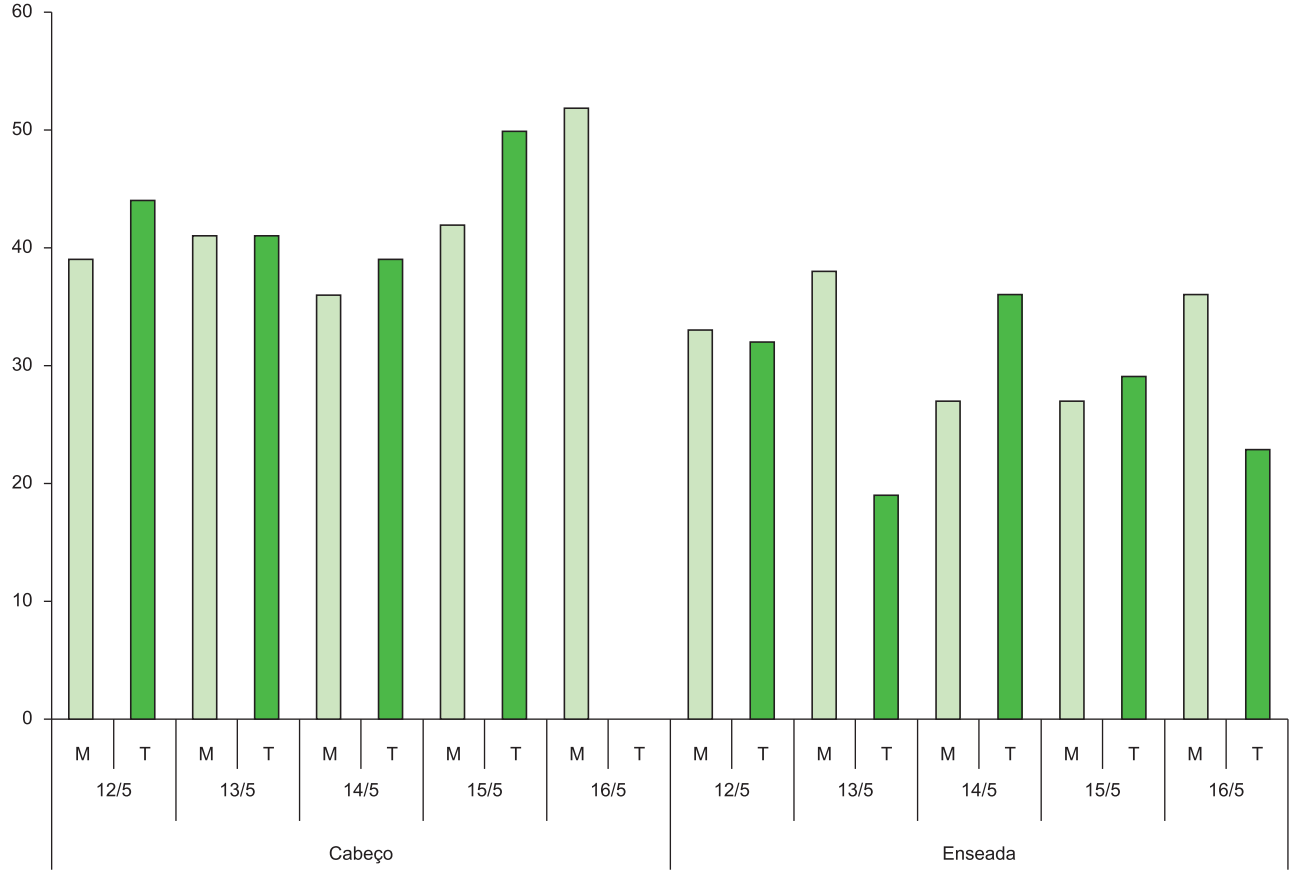


Figura 2. Riqueza de espécies nos locais e períodos estudados. M = manhã e T = tarde.

Figure 2. Species richness in sites and periods studied. M = morning and T = afternoon.

Nordeste do Brasil (Eskinazi-Leça & Passavante 1972, Passavante 1979, Koening & Macêdo (1999), Medeiros et al. (1999), Galvão 2000, Eskinazi-Leça et.al. 2002, Koening & Lira 2005, Koening et al. 2009).

Dos 131 táxons registrados para a área estudada, 17 representam novas ocorrências para o Nordeste do Brasil e 90 táxons pertencem aos dinoflagelados, em sua maioria representados por espécies do gênero *Ceratium,* que forma um componente muito importante do fitoplâncton marinho. Este gênero está presente em todos os oceanos do mundo, tendo assim um extraordinário alcance biogeográfico, desde as águas quentes dos trópicos até as frias águas polares. *Ceratium* também forma um componente principal do plâncton em termos de sua biomassa e, por causa da sua fototrofia, na produtividade primária (Dodge & Marshall 1994). No Arquipélago de São Pedro e São Paulo foram registradas 19 espécies e 14 variedades deste gênero, num total de 33 táxons, dentre os quais três são tidos como novas ocorrências na região Nordeste: *Ceratium declinatum* var. *angusticornum* (Karsten) Jörgensen, *Ceratium horridum* var. *molle* (Kofoid) Jörgensen e *Ceratium strictum* (Kofoid) E.G.Jörgensen.

Trabalhos sobre fitoplâncton em áreas de plataforma continental na região tropical também destacaram a riqueza específica do gênero *Ceratium* (Passavante 1979, Koening & Macêdo 1999, Medeiros et al. 1999, Eskinazi-Leça et al. 2002, Koening & Lira 2005).

Koening & Oliveira (2009), em coletas ao longo dos transectos no entorno do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, identificaram 47 táxons, corroborando a riqueza do gênero *Ceratium*. Para a região Sueste do Brasil, Brandini & Moraes (1986) identificaram 87 táxons, com destaque para as diatomáceas e dinoflagelados, com 49 e 33 táxons, respectivamente e Tenenbaum et al. (2007), para a região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira, identificaram 51 táxons.

Em riqueza de espécies, as diatomáceas predominam em regiões costeiras e de plataforma, diminuindo gradativamente em direção ao oceano aberto, onde a contribuição de dinoflagelados aumenta significativamente (Fernandes & Brandini 2004). Já as cianobactérias podem alcançar altas densidades em águas marinhas tropicais, possivelmente constituindo-se como os principais responsáveis pela produtividade primária em casos de escassez de componentes maiores do fitoplâncton (Lalli & Parsons 1997).

O grupo das diatomáceas foi representativo neste estudo, tendo cerca de 30% dos táxons registrados, com destaque para *Climacosphaenia elongata, Climacosphaenia moniligera, Leptocylindrus danicus* e *Licmophora ehrenbergii*, apesar de ocorrer em menor número que os dinoflagelados, dominantes na área. As diatomáceas dominam e se desenvolvem melhor em águas muito estratificadas.

Mesmo com os grupos dos dinoflagelados e diatomáceas perfazendo o maior número de táxons registrados, houve apenas uma espécie dominante, a cianobactéria *Trichodesmium thiebautii*. O gênero *Trichodesmium* primariamente habita a superfície de águas oceânicas oligotróficas, tropicais e subtropicais, e é encontrado em grande abundância nas correntes de oeste, na porção tropical dos giros centrais e em vários mares marginais, representando o principal grupo de organismos planctônicos fixadores de N_2 no oceano (Capone et al. 1997, Tyrrel et al. 2003). A dominância de *Trichodesmium* em águas oligotróficas levanta a questão de como as espécies deste gênero se adaptam a este ambiente. Características deste gênero que parecem contribuir para seu sucesso nos oceanos oligotróficos inclui, além da sua capacidade de fixar N_2, seu equilíbrio natural, que o posiciona na parte superior da coluna; um aparato fotossintético adaptado a um regime de alta luminosidade; e uma taxa de crescimento relativamente baixa, a qual, junto com a ausência de pastadores, permite que se mantenha uma alta densidade de indivíduos (Capone et al. 1997).

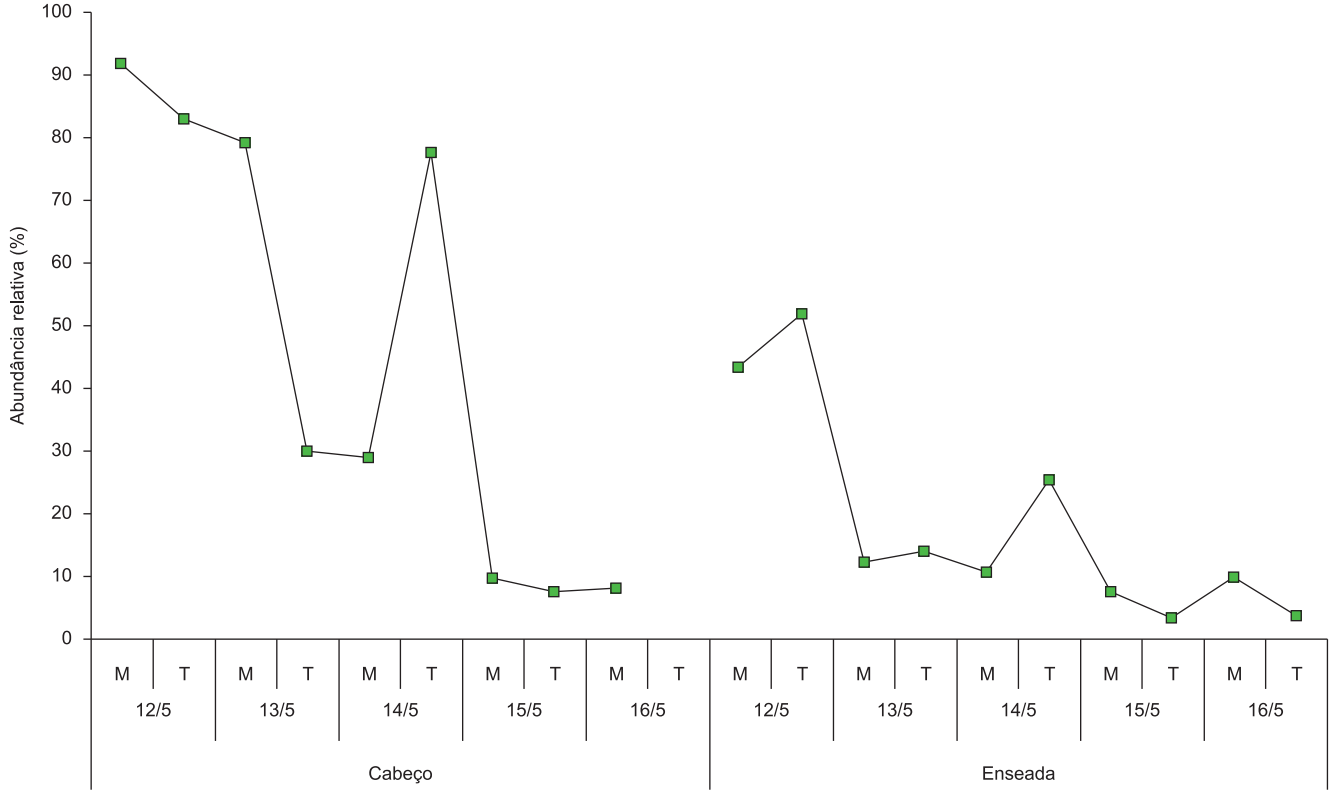


Figura 3. Abundância relativa da cianofícea *Trichodesmium thiebautii* na área estudada. M = manhã e T = tarde.

Figure 3. Relative abundance of the cyanophyceae *Trichodesmium thiebautii* at the studied area. M= morning and T = afternoon.

Segundo Travassos et al. (1999) não são encontradas evidências de ressurgência devido à interação entre as correntes e a topografia no ASPSP, porém foram registradas extensões termohalinas dentro da camada eufótica, sugerindo como causa o atrito entre os fluxos opostos da Corrente Sul Equatorial superficial e a Corrente Subsuperficial Equatorial. No entanto, Araújo & Cintra (2009) indicam que a interação das correntes com a topografia do ASPSP pode ocasionar processos físicos como a produção de vórtices, perturbações da estrutura termohalina e possíveis mecanismos de ressurgência locais. Este fato pode justificar a ocorrência de maior número de espécies na área desprotegida, no entanto um estudo mais aprofundado, interagindo a comunidade fitoplanctônica com as forçantes físicas, principalmente as correntes, se faz necessário para uma melhor compreensão da dinâmica fitoplanctônica no local.

A coluna d'água desses ambientes é geralmente muito estável, sendo uma zona caracterizada por baixa concentração de nutrientes, águas muito claras e profunda penetração da luz. Esta baixa concentração de nutrientes pode limitar a produção de fitoplâncton, entretanto, nestes casos, é possível que uma espécie bem adaptada às condições locais possa tornar-se dominante ou ainda tal evento pode estar relacionado a uma entrada de sais nutrientes (Siegel 1998). O Nordeste do Brasil é uma das regiões menos produtivas do sistema pelágico brasileiro devido ao impacto das águas oligotróficas da Corrente Sul Equatorial, com a reposição dos nutrientes ocorrendo através da ação dos ventos, divergência de correntes e ressurgência (Ekau & Knoppers 1999).

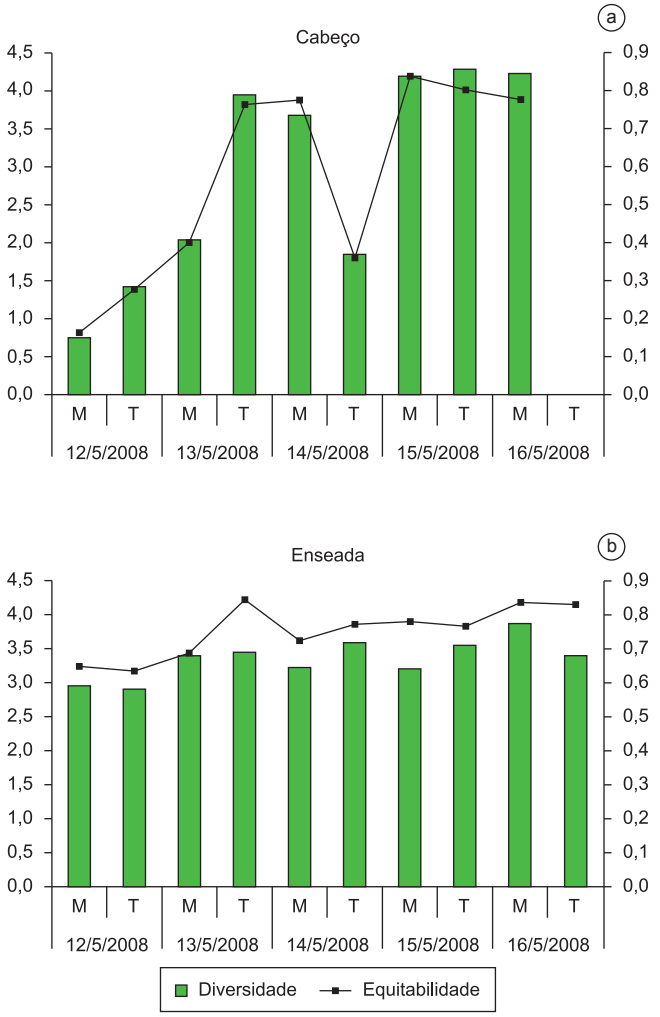


Figura 4. Diversidade e equitabilidade nos locais e períodos de amostragem. a = Cabeço da tartaruga, b = Enseada, M = manhã, T = tarde.

Figure 4. Diversity and evenness in the sites and periods of sampling. a = Cabeço da tartaruga, b = Enseada, M = morning, T = afternoon.

Segundo Margalef (1978), um ambiente mais estável implica em um maior grau de organização e complexidade da teia alimentar, com o ambiente apresentando mais nichos, e assim mais espécies. Portanto, era esperado que a estação Enseada apresentasse um maior número de espécies por ser um ambiente mais abrigado e aparentemente mais estável, entretanto, um maior número de táxons foi registrado na estação Cabeço da Tartaruga (117 táxons). Isto pode ser justificado pela presença de três canais entre as ilhas principais, que se comunicam com o ambiente externo (Campos et al. 2010), o que gera um fluxo constante no interior da Enseada, resultando em certa instabilidade do ambiente.

A associação das amostras confirma este fato, evidenciando a diferença entre as comunidades nos pontos de coleta, influenciada principalmente pela dominância de *Trichodesmium thiebautii*. Em ambas as estações, porém, a comunidade microfitoplanctônica parece estar distribuída homogeneamente ao longo da coluna d'água, devido à forte hidrodinâmica da região.

Além deste fator, a interação entre a Corrente Equatorial Submersa e o ASPSP é capaz de provocar redução de velocidades a montante do mesmo, além de gerar um sistema de vórtices subsuperficiais (50 a 120 m de profundidade) que se propagam para leste sob o efeito desta corrente. Esses vórtices podem ter um papel importante sobre a dinâmica do plâncton e de nutrientes nas águas adjacentes ao ASPSP, uma vez que essas zonas de fluxo reduzido, associadas à presença de vórtices, proporcionariam um maior tempo de residência dessas águas junto ao ecossistema insular, aumentando a capacidade de retenção de organismos e nutrientes. O número, as dimensões, a frequência de formação e o tempo de duração de tais vórtices são aspectos que influenciariam os processos de enriquecimento do ecossistema insular (Araújo & Cintra, 2009), o que influenciaria diretamente a produtividade local. Travassos et al. (1999) afirmam, ainda, que mesmo não havendo evidência de ressurgências, a morfologia do fundo marinho e as misturas ocorrentes na coluna de água promovidas por mecanismos locais como divergência de correntes, ventos e interações entre as correntes oceânicas e/ou o relevo submarino exercem um papel importante no processo de intrusão de nutrientes nas camadas superiores da coluna da água, condicionando um incremento na biomassa e produtividade primária local. Na vizinhança de ilhas ou montanhas submarinas que alcançam ou penetram a termoclina pode-se encontrar uma grande concentração de organismos.

No Arquipélago de São Pedro e São Paulo, a diversidade específica e equitabilidade foram altas na quase totalidade das amostras, demonstrando que a comunidade fitoplanctônica está bem distribuída, decrescendo apenas nas amostras onde a espécie *Trichodesmium thiebautii* foi dominante. Na estação Cabeço, a diversidade e equitabilidade decresceram apenas nas amostras com dominância de *Trichodesmium thiebautii.* Na Enseada, foram altas em todos os dias e horários, em decorrência da ausência de espécies dominantes. Segundo Omori & Ikeda (1984), a diversidade específica indica o grau de complexidade da estrutura da comunidade, decrescendo quando a comunidade torna-se dominada por uma ou algumas espécies, quando indivíduos de espécies raras são substituídos por indivíduos de espécies mais comuns, ou quando algumas espécies se reproduzem mais rapidamente.

Alguns dinoflagelados não toleram a alta turbulência e preferem águas estáveis. No entanto, neste estudo o número de táxons foi maior na estação Cabeço, mais exposta e com maior ação dos ventos e correntes, do que na Enseada, área abrigada e, portanto,

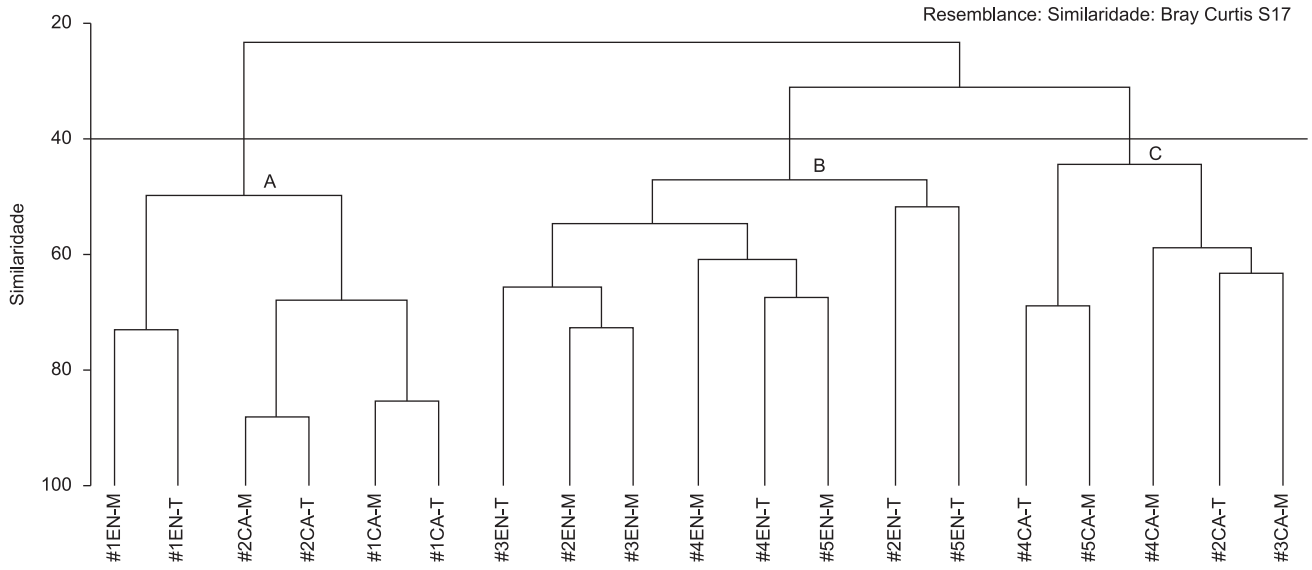


Figura 5. Associação das amostras coletadas na Enseada e no Cabeço da Tartaruga, Arquipélago de São Pedro e São Paulo – NE, Brasil. Coeficiente de Similaridade: Bray-Curtis. #= dia, EN = Enseada, CA = Cabeço da Tartaruga, M = manhã, T = tarde.

Figure 5. Association of the samples collected in Enseada and Cabeço da Tartaruga, São Pedro e São Paulo Archipelago – NE, Brazil. Similarity Coefficient: Bray-Curtis. #= day, EN = Enseada, CA = Cabeço da Tartaruga, M = morning, T = afternoon.

mais estável. A preferência por águas mais estáveis, no entanto, parece ser suplantada pelas condições decorrentes da influência dos ventos e correntes, podendo talvez, estes serem considerados eventos de perturbação, os quais favorecem mudanças na estrutura da comunidade. Segundo Pemberton et al. (2004), os fatores de seleção que levam à dominância de uma ou algumas espécies fitoplanctônicas em qualquer corpo d'água são complexos e envolvem interações de nutrientes, luz, hidrografia, predação e infecção. Em algumas províncias biogeográficas, apenas alguns fatores podem ser a razão primária para o sucesso de uma espécie fitoplanctônica. Mudanças na composição de espécies em águas oligotróficas tendem a estar ligadas a eventos de perturbação.

Dinoflagelados autotróficos e outros flagelados em águas estáveis têm uma vantagem comportamental sobre as diatomáceas e cianofíceas, por serem capazes de nadar para os níveis apropriados de luz. Por outro lado, águas extremamente estáveis tendem a ter uma depleção de nutrientes na zona fótica em decorrência da falta de mistura com as águas profundas ricas em nutrientes, como é o caso da Enseada, com menor número de táxons identificados. Isto irá selecionar uma biota especializada em locais oligotróficos, incluindo espécies de locomoção mais lenta. Assim, os dinoflagelados de natação mais rápida ocupam uma região média, na qual a turbulência é baixa, mas não tão baixa que cause depleção de nutrientes (Levandowsky & Kaneta 1987).

Em relação a outros grupos, dinoflagelados são responsáveis por 75% de todas as espécies nocivas do fitoplâncton, com quatro gêneros mais representativos: *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Gymnodinium* e *Prorocentrum* (Smayda & Reynolds 2002). Dos 131 táxons identificados na área estudada, 18 se destacaram como espécies nocivas. Há espécies que causam apenas colorações inofensivas no corpo d'água, mas sob certas condições podem ocasionar a morte de peixes e invertebrados devido à depleção do oxigênio, como por exemplo, a espécie de dinoflagelado *Gonyaulax polygramma* Stein. Além disso, podem produzir potentes toxinas capazes de afetar toda a cadeia alimentar, inclusive o Homem, causando uma variedade de problemas neurológicos e gastrintestinais. As espécies *Ceratium fusus* (Ehrenberg) Dujardin, *Gonyaulax polygramma, Lingulodinium polyedra* (Stein) Dodge, *Pyrophacus horologium* Stein*, Pyrophacus steinii* (Schiller) Wall & Dale e *Protoperidinium latispinum* Mangin podem causar a Paralytic Shellfish Poisoning (PSP). *Phalacroma rotundatum* (Claparèd & Lechmann) Kofoid & Michener pode provocar a Diarrhetic Shellfish Poisoning (DSP). Dinoflagelados do gênero *Prorocentrum* podem causar o Ciguatera Fish Poisoning, entre outras (Hallegraeff et al. 1995, Food... 2004). Segundo Procopiak et al. (2006), as diatomáceas *Coscinodiscus centralis* Ehrenberg, *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin e *Leptocylindrus danicus* são consideradas potencialmente nocivas, porém não tóxicas.

Várias das espécies identificadas são referidas como indicadoras de águas da Corrente do Brasil, originada a partir da bifurcação da Corrente Sul Equatorial, como é o caso de *Ceratium candelabrum* var. *candelabrum* (Ehrenberg) Stein, *Ceratium contortum* var. *contortum* (Gourret) Cleve, *Ceratium declinatum* var. *declinatum, Ceratium extensum* (Gourret) Cleve, *Ceratium geniculatum* (Lemmermman) Cleve, *Ceratium gibberum* Gourret, *Ceratium hexacanthum* Gourret, *Ceratium horridum* var. m*olle* (Kofoid) Jörgensen, *Ceratium longirostrum* Gourret, *Ceratium lunula* (Schimper) Jörgensen, *Ceratium massiliense* var. *massiliense* Sournia, *Ceratium paradoxides* Cleve, *Ceratium pentagonum* var. *tenerum*, *Ceratium strictum* (Kofoid) E.G.Jørgensen, *Ceratium symmetricum* var. *symmetricum* Graham & Bronikowsky, *Ceratium teres*, *Corythodinium tesselatum* (Stein) Loeblich Jr. & Loeblich III*, Goniodoma polyedricum, Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge, *Ornithocercus magnificus* Stein, *Ornithocercus quadratus* Schütt, *Ornithocercus steinii* Schütt, *Phalacroma argus*, *Phalacroma cuneus* Schütt, *Phalacroma doryphorum*, *Podolampas bipes* Stein, *Podolampas elegans* Schütt, *Pyrophacus steinii* (Schiller) Wall & Dale (Balech 1988).

A comunidade fitoplanctônica está caracterizada por uma maior diversidade de dinoflagelados e dominância de *Trichodesmium thiebautii*, indicando uma composição florística de ambiente estável, de águas transparentes e oligotróficas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo auxílio financeiro ao projeto (Processo nº 558469/2005 -1).

Referências Bibliográficas

ALGAEBASE. http://www.algaebase.org/ (último acesso em 13/12/2010).

ARAÚJO, M. & CINTRA, M. 2009. Modelagem matemática da circulação oceânica na região equatorial do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. In O arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de estação científica (D.L. Viana, F.H.V. Hazin & M.A.C. Souza, orgs). SECIR, Brasília, p.106-113.

AYRES, M., AYRES JÚNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A. 2007. BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamirauá, Belém.

BALECH, E. 1988. Los Dinoflagelados del Atlantico Sudoccidental. Instituto Español de Oceanografia, Madrid. (Publicaciones especiales, n. 1).

BRANDINI, F.P. & MORAES, C.L.B. 1986. Composição e distribuição do fitoplâncton em áreas costeiras e oceânicas da região Sueste do Brasil. Nerítica. 1(3):9-19.

BRÖCKEL, K. & MEYERHÖFER, M. 1999. Impact of the rocks of São Pedro and São Paulo upon the quantity and quality of suspended particulate organic matter. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2-3):223-238.

CAMPOS, T.F.C., BEZERRA, F.H.R., SRIVASTAVA, N.K., VIEIRA, M.M. & VITA-FINZI, C. 2010. Holocene tectonic uplift of the St. Peter and St. Paul Rocks (Equatorial Atlantic) consistent with emplacement by extrusion. Mar. Geol. 271:177-181. http://dx.doi.org/10.1016/j.margeo.2010.02.013

CAPONE, D.G., ZEHR, J.P., PAERL, H.W., BERGMAN, B. & CARPENTER, E.J. 1997. *Trichodesmium*, a globally significant marine cyanobacterium. Science. 276:1221-1229. http://dx.doi.org/10.1126/science.276.5316.1221

CUPP, E.E. 1943. Marine plankton diatoms of the West Coast of North America. Bull. Scripps Inst. Oceanogr. Univ. Calif. 5: 1-237.

DESIKACHARY, T.V. 1959. Cyanophyta. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi.

DODGE, J.D. & MARSHALL, H.G. 1994. Biogeographic analysis of the armored planktonic dinoflagellate *Ceratium* in the North Atlantic and adjacent seas. J. Phycol. 30:905-922. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-3646.1994.00905.x

EKAU, W. & KNOPPERS, B.A. 1999. An introduction to the pelagic system of the northeast and east brazilian shelf. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2):113-132.

ESKINAZI-LEÇA, E. & PASSAVANTE, J.Z.O. 1972. Estudo da plataforma continental na área do Recife (Brasil) IV. Aspectos quantitativos do fitoplâncton. Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE. 13:83-106.

ESKINAZI-LEÇA, E., MOURA, A.N., SILVA-CUNHA, M.G.G. & KOENING, M.L. 2002. Microalgas marinhas do estado de Pernambuco: diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco. In Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco (M. Tabarelli & J.M.C. Silva, org.). Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente/Editora Massangana, Recife, v. 1, p.79-96.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. 2004. Marine biotoxins. FAO food and nutrition papers. FAO, Rome.

FERNANDES, L.F. & BRANDINI, F.P. 2004. Diatom associations in shelf waters off Parana State, Southern Brazil: annual variation in relation to environmental factors. Braz. J. Oceanogr. 52(1):19-34.

GAETA, A.S., LORENZETTI, J.A., MIRANDA, L.B., SUSINI-RIBEIRO, S.M.M., POMPEU, M. & ARAÚJO, C.E.S. 1999. The Victoria Eddy and its relation to the phytoplankton biomass and primary productivity during the austral fall of 1995. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2/3):253-270.

GALVÃO, I.B. 2000. O nanoplâncton e o microplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (REVIZEE - NEII). Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

GÓMEZ, F. 2005. A list of free-living dinoflagellate species in the world's oceans. Acta Bot. Croat. 64(1):129-212.

GROSS, M.G & GROSS, E. 1996. Oceanography a view of earth. Prentice Hall, New Jersey.

HALLEGRAEFF, G.M., ANDERSON, D.M. & CEMBELLA, A.D. 1995. Manual on harmful marine microalgae. UNESCO. (IOC Manuals and Guides UNESCO, n.33).

HUSTEDT, F. 1930. Die Kieselalgen: Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übringen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. In Kryptogamen-Flora von Deutstschland, Österreich und der Schweiz (L. Rabenhorst). Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K. G., Leipzig , v.7, pt.1.

HUSTEDT, F. 1959. Die Kieselalgen: Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übringen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. In Kryptogamen-Flora von Deutstschland, Österreich und der Schweiz (L. Rabenhorst). Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K. G., Leipzig, 7(1-6), pt.2.

HUSTEDT, F. 1961. Die Kieselalgen: Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übringen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. In Kryptogamen-Flora von Deutstschland, Österreich und der Schweiz (L. Rabenhorst). Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K. G., Leipzig, 7(1-4), pt.3.

KOENING, M.L & LIRA, C.G., 2005. O gênero *Ceratium* Schrank (Dinophyta) na plataforma continental e águas oceânicas do estado de Pernambuco, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(2):391-397. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000200022

KOENING, M.L. & MACÊDO, S.J. 1999. Hydrology and phytoplankton community structure at Itamaracá-Pernambuco (Northeast Brazil). Braz. Arch. Biol. Technol. 42(2):381-392.

KOENING, M.L. & OLIVEIRA, M.S. 2009. Estrutura da comunidade fitoplanctônica. In O arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de estação científica (D.L. Viana, F.H.V. Hazin & M.A.C Souza, orgs.). SECIR, Brasília, p.116-123

KOENING, M.L., WANDERLEY, B.E. & MACÊDO, S.J. 2009. Microphytoplankton structure from the neritic and oceanic regions of Pernambuco State – Brazil. Braz. J. Biol. 69(4):1037-1046. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000500007

LALLI, C.M. & PARSONS, T.R. 1997. Biological Oceanography: an introduction. 2nd ed. Butterworth Heinemann, Oxford.

LEVANDOWSKY, M. & KANETA, P. 1987. Behaviour in dinoflagellates. In The Biology of Dinoflagellates (F.J.R. Taylor). Balckwell Scientific Publications, London, p.360-397.

LICEA, L., MORENO, J.L., SANTOYO, H. & FIGUEROA, G. 1995. Dinoflagelados del Golfo de California. Universidad Autonoma de Baja California Sur, Califórnia.

LOBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. Rev. Biol. Mar. 22(1):1-29.

LONGHURST, A.R. & PAULY, D. 2007. Ecologia dos oceanos tropicais. EDUSP, São Paulo.

MACEDO-SAIDAH, F.E. & MOREIRA-FILHO, H. 1977. Composição e distribuição do microfitoplâncton nas águas do Atlântico Leste do Brasil. Publ. Inst. Pesqui. Mar. Rio J. 107:1-12.

MAFALDA JÚNIOR, P.O., MOURA, G.F., MELO, G.S., SAMPAIO, J.A.A., FEITOSA, F.A.N., PASSAVANTE, J.Z., MOREIRA, O.P. & SOUZA, C.S. 2009. Biomassa fitoplanctônica na ZEE da região Nordeste do Brasil. In Programa Revizee - Score Nordeste (F.H.V. Hazin). Editora Martins & Cordeiro, Fortaleza, p.11-26.

MARGALEF, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. Oceanol. Acta. 1(4):493-509.

MEDEIROS, C., MACEDO, S.J., FEITOSA, F.A.N. & KOENING, M.L. 1999. Hydrography and phytoplankton biomass and abundance of North-East Brazilian waters. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2/3):133-151.

MÜLLER-MELCHERS, F.C. 1955. Las diatomeas del plancton marino de las costas del Brasil. Bol. Inst. Ocean. Univ. S. Paulo 6(1-2):93-138.

OMORI, M. & IKEDA, T. 1984. Methods in marine zooplankton ecology. J. Wiley, New York.

PASSAVANTE, J.Z.O. 1979. Contribuição ao estudo dos dinoflagelados da Plataforma Continental de Pernambuco- Brasil. Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE. 14:31-54.

PEMBERTON, K., REES, A.P., MILLER, P.I., RAINE, R. & JOINT, I. 2004. The influence of water body characteristics on phytoplankton diversity and production in the Celtic Sea. Cont. Shelf Res. 24:2011-2028. http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2004.07.003

PÉRAGALLO, H. & PÉRAGALLO, M. 1897-1908. Diatomées marines de France et des districtes maritimes voisins. M.J. Tempère, Paris.

PIELOU, E.C. 1977. Mathematical ecology. Wiley, New York.

PORTO, M.A.C. 2006. Arquipélago de São Pedro e São Paulo. In O mar no espaço geográfico brasileiro (C.F.S Serafim., org). Ministério da Educação, Secretaria de Educação Básica, Brasília, p.74-80.

PROCOPIAK, L.K., FERNANDES, L.F. & MOREIRA-FILHO, H. 2006. Diatomáceas (Bacillariophyta) marinhas e estuarinas do Paraná, Sul do Brasil: lista de espécies com ênfase em espécies nocivas. Biota Neotrop. 6(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?inventory+bn02306032006. (último acesso em 20/07/2010).

RICKLEFS, R.E. 2003. Economia da natureza. 5nd ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

SIEGEL, D.A. 1998. Resource competition in a discrete environment: Why are plankton distributions paradoxical? Limnol. Oceanogr. 43(6):1133-1146. http://dx.doi.org/10.4319/lo.1998.43.6.1133

SILVA-CUNHA, M.G.G. & ESKINAZI-LEÇA, E. 1990. Catálogo das diatomáceas (Bacillariophyceae) da plataforma continental de Pernambuco. SUDENE, Recife.

SMAYDA, T.J. & REYNOLDS, C.S. 2002. Strategies of marine dinoflagellate survival and some rules of assembly. J.Sea Res. 49:95-106. http://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101(02)00219-8

SUSINI-RIBEIRO, S.M.M. 1999. Biomass distribution of pico, nano and micro-phytoplankton on the continental shelf of Abrolhos, East Brazil. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2-3):271-284.

TAYLOR, F.J.R. 1987. Ecology of dinoflagellates: A. General and marine ecosystems. In The Biology of Dinoflagellates (F.J.R. Taylor). Balckwell Scientific Publications, London, p.398-502.

TENENBAUM, D.R. 2006. Dinoflagelados e tintinídeos da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira: guia de identificação. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

TENENBAUM, D.R., GOMES, E.A.T. & GUIMARÃES, G.P. 2007. Microorganismos planctônicos: pico, nano e micro. In Características hidrobiológicas da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira (Salvador, BA, ao Cabo de São Tomé, RJ (J.L. VALENTIN, org.). Ideal Gráfica e Editora, Brasília, v.1, p.83-124.

TOMAS, C.R. 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press, San Diego.

TRAVASSOS, P., HAZIN, F.H.V., ZAGAGLIA, J.R., ADVINCULA, R. & SCHOBER, J. 1999. Thermohaline structure around seamounts and islands off North-Eastern Brazil. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2-3):211-222.

TYRREL, T., MARAÑÓN, E., POULTON, A.J., BOWIE, A.R., HARBOUR, D.S. & WOODWARD, E. M.S. 2003. Large-scale latitudinal distribution of *Trichodesmium* spp. in the Atlantic Ocean. J. Plankton Res. 25(4):405-416. http://dx.doi.org/10.1093/plankt/25.4.405

YONEDA, N.T. 1999. Área Temática: Plâncton. Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná.

Recebido em 20/08/2010
Versão reformulada recebida em 29/05/2011
Publicado em 23/06/2011

Composição da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em florestas semidecídua e de *Eucalyptus* spp., na região sudeste do Brasil

Talita de Oliveira Mentone[1], Eduardo Arrivabene Diniz[2], Catarina de Bortoli Munhae[2], Odair Correa Bueno[2] & Maria Santina de Castro Morini[1,3]

[1]Laboratório de Mirmecologia, Núcleo de Ciências Ambientais – NCA, Universidade de Mogi das Cruzes – UMC, Av. Dr. Cândido Xavier de Almeida e Souza, 200, CEP 08701-970, Mogi das Cruzes, SP, Brasil
[2]Centro de Estudos de Insetos Sociais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil
[3]Autor para correspondência: Maria Santina de Castro Morini, e-mail: morini@umc.br

MENTONE, T.O., DINIZ, E.A., MUNHAE, C.B., BUENO, O.C. & MORINI, M.S.C. **Composition of ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) at litter in areas of semi-deciduous forest and *Eucalyptus* spp., in Southeastern Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn00511022011.

Abstract: This study aimed to evaluate the composition of the litter ant fauna in areas of semi-deciduous forest with eucalyptus plantations without management during different ages. Four sites were studied, three with eucalyptus and one with native vegetation, all located in the Municipality of Rio Claro (São Paulo State), Southeastern Brazil. At each site, 100 samples of 1 m^2 of leaf litter were collected, comprising the dry and wet seasons. Each sample was submitted to a mini-Winkler extractor for 48 hours. In total, 58,410 ants were sampled, distributed in 10 subfamilies, 42 genera and 120 morphospecies/species. Among them, 85 species were found in semi-deciduous forest, and 84 in the *Eucalyptus tereticornis* forest with 100 years without management. While in the forests of *E. tereticornis* and *E. urophylla* with 22 years without management, we recorded 73 and 56 species, respectively. Based on previous studies, this survey provided the record of over 16 genera and 24 species previously unknown for the studied region, with three exotic species. The samples ordination using the non-metric multidimensional scaling (NMDS) indicated difference in the similarity between the samples, especially those from the *E. urophylla* forest. Beyond the period without management, the presence of allelopathic substances in the litter may be interfering in the number of species and in the communities. The results evidenced the importance of old-growth forests of eucalyptus for the maintenance of ant's diversity in a region where native vegetation is scarce.
Keywords: *communities, inventory, richness, diversity, management.*

MENTONE, T.O., DINIZ, E.A., MUNHAE, C.B., BUENO, O.C. & MORINI, M.S.C. **Composição da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em florestas semidecídua e de *Eucalyptus* spp., na região sudeste do Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn00511022011.

Resumo: Este estudo teve como objetivo avaliar a composição da fauna de formigas de serapilheira em áreas de floresta semidecídua com plantio de eucalipto sem manejo durante diferentes períodos. Foram estudadas quatro áreas, sendo três com eucalipto e uma formada por vegetação nativa; todas estão localizadas no município de Rio Claro (SP), sudeste do Brasil. Em cada área foram coletadas 100 amostras de 1 m^2 de serapilheira, abrangendo os períodos seco e chuvoso da região. Cada amostra foi submetida a extratores do tipo mini-winkler, onde permaneceram por 48 horas. Foram amostradas 58.410 formigas, distribuídas em 10 subfamílias, 42 gêneros e 120 morfoespécies/espécies. Destas, 85 espécies foram encontradas na floresta semidecídua e 84 na floresta de *Eucalyptus tereticornis* com 100 anos sem manejo. Já nas florestas de *E. tereticornis* e *E. urophylla* com 22 anos sem manejo foram encontradas 73 e 56 espécies, respectivamente. Baseando-se em estudos anteriores, este inventário proporcionou o conhecimento de mais 16 gêneros e 24 espécies para a região estudada, sendo três exóticas. A ordenação das amostras com o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) indicou diferença na similaridade entre as amostras das áreas, especialmente àquelas pertencentes à floresta de *E. urophylla*. Além do período sem manejo, a presença de substâncias alelopáticas na serapilheira pode estar interferindo no número de espécies e nas comunidades. Os resultados demonstram a importância das florestas abandonadas de eucaliptos para a manutenção da diversidade de formigas em uma região em que a vegetação nativa é escassa.
Palavras-chave: *comunidades, inventário, riqueza, diversidade, manejo.*

Introdução

Os ecossistemas florestais do Estado de São Paulo cobriam 80% da sua superfície no início de seu processo de desenvolvimento, porém a expansão e pressão das atividades agropecuárias fizeram com que a vegetação fosse reduzida, restando apenas poucos fragmentos sob a forma de capoeiras ou pequenas áreas residuais (Kronka et al. 1998). Essas pequenas extensões de florestas apresentam três grandes formações vegetais: as florestas úmidas de encosta, na província do planalto atlântico e na província costeira; os cerrados, no oeste-noroeste da província do planalto ocidental; e entre essas duas formações tem-se a depressão periférica, coberta em sua maior parte por uma formação florestal mais seca que a atlântica e menos xeromorfa que o cerrado, denominada de floresta estacional semidecídua (Catharino 1989).

Atualmente, parte dessa floresta está sendo ocupada por diversos tipos de plantio como, por exemplo, *Eucalyptus* spp. que possui cerca de 611.500 ha (Kronka et al. 2005). O gênero *Eucalyptus* L'Heritier de Brutelle, 1788 é originário da Austrália e sua introdução no Brasil ocorreu em 1868, no Rio Grande do Sul, com o objetivo de incrementar a produção de dormentes para as linhas férreas.

Estima-se que o Brasil possui a maior área de cultivo do mundo (Kronka et al. 2005), em parte, devido a crescente demanda de celulose, cujo aumento foi de 17 vezes desde a década de 80 (Sociedade... 2006). Por outro lado, globalmente, o eucalipto também está presente em quase 50% de todas as formações florestais tropicais (Evans & Turnbull 2004), pois é de fácil crescimento e muito usado na produção de papel e de madeira do tipo compensado (Turnbull 1999). Apesar disso, as florestas de eucalipto ocasionam a simplificação das comunidades de animais e de vegetais dos ecossistemas nativos (Lima 1993), o que pode contribuir para a perda da biodiversidade local. Trabalhos sobre a resposta sucessional da fauna em áreas reflorestadas com *Eucalyptus* são escassos (Kanowski et al. 2005), um dos primeiros foi realizado por Schnell et al. (2003), apesar da grande proporção de florestas de eucaliptos já existente no mundo, principalmente em nosso país.

O uso de invertebrados terrestres como bioindicadores tem sido amplamente sugerido (Viana 1995, New 1996, Poggiani & Oliveira 1998, McGeoch & Chown 1998, Uehara-Prado et al. 2009), e entre eles os Formicidae (Leal 2003, Andersen & Majer 2004, Stephens & Wagner 2006, Majer et al. 2007, Pais & Varanda 2010). As formigas possuem características importantes em estudos de biodiversidade, tais como: alta diversidade, dominância numérica e de biomassa em quase todos os hábitats, facilidade na amostragem e identificação em morfoespécies, presença de ninhos estacionários, que permitem a re-amostragem ao longo do tempo (Alonso & Agosti 2000). Além disso, desempenham funções fundamentais nos ecossistemas (Mckey et al. 2010), incluindo a ciclagem de nutrientes (Hölldobler & Wilson 1990, Folgarait 1998) e interação com outros organismos (Schultz & McGlynn 2000).

Considerando a importância dos Formicidae nos ecossistemas e a necessidade de ampliar os conhecimentos sobre a diversidade desse táxon na serapilheira de áreas de floresta semidecídua, que foram deflorestadas para o plantio de eucalipto, este trabalho objetivou avaliar de forma descritiva a composição das espécies e a similaridade entre diferentes tipos florestais.

Material e Métodos

1. Áreas de estudo

O presente estudo foi realizado em duas localidades no município de Rio Claro (SP). A primeira é a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA) (S 22° 25' e O 47° 33'), que representa o maior banco genético de espécies de eucalipto no país, e a segunda é o remanescente de floresta semidecídua (FSD) (S 22° 20' e O 47° 29') (Figura 1). Os tipos florestais analisados podem ser assim descritos:

- Floresta semidecídua (FSD): (165 ha). O subbosque é desenvolvido, caracterizado por plantas herbáceas, arbustos e arbóreas maiores que 1,5 m, sendo um dos poucos remanescentes de floresta semidecídua que resta no Estado de São Paulo (Instituto... 1992);
- *Eucalyptus tereticornis* Smith (Et100): (35 ha). A plantação foi abandonada há 100 anos, caracteriza-se pela presença de serapilheira composta por folhas de eucaliptos e de outras espécies, com estrato herbáceo desenvolvido e arbóreas maiores que 1,5 m;
- *Eucalyptus tereticornis* Smith (Et22): (35 ha). A plantação foi abandonada há 22 anos, caracteriza-se pela presença de serapilheira composta, na maior parte, por folhas de eucalipto, com estrato herbáceo pouco desenvolvido e a maioria das arbóreas com porte menor que 1,5 m; e
- *Eucalytpus urophylla* ST Blake (Eu22): (35 ha). A plantação foi abandonada há 22 anos, caracteriza-se pela presença de serapilheira composta, na maior parte, por folhas de eucalipto, com estrato herbáceo pouco desenvolvido e a maioria das arbóreas com porte menor que 1,5 m.

2. Coleta e identificação de formigas

Em cada tipo florestal foi demarcado um transecto de 1.200 m de comprimento, a partir de 200 m da borda da floresta. Foram definidos 25 pontos amostrais ao longo desse transecto, distando 50 m entre si. Em cada ponto coletou-se duas amostras, uma a esquerda e outra a direita do transecto, distantes 20 m uma da outra. Em cada um dos 50 pontos amostrais, uma parcela de 1 m^2 de serapilheira foi raspada, peneirada e colocada em sacos de tecido devidamente identificados. O material peneirado foi introduzido em mini-Winklers por 48 horas (Agosti & Alonso 2000, Bestelmeyer et al. 2000), para a extração das formigas presentes naquela fração de serapilheira.

Durante o ano foram realizadas duas expedições de coleta em cada área, porém não no mesmo local da mata, abrangendo um período de chuva e outro de estiagem. O material foi inicialmente classificado em subfamílias de acordo com a proposta de Bolton (2003), identificado em nível de gêneros e nomeado de acordo com Bolton (1994), exceto para a tribo Dacetini e para o grupo de gêneros de *Prenolepis* que seguem as classificações de Baroni-Urbani & De Andrade (2007) e Lapolla et al. (2010), respectivamente. Em seguida, o material foi separado em morfoespécies comparando os espécimes com os da coleção de Formicidae do Alto Tietê. A sequência de numeração dos táxons segue a referida coleção. As espécies foram identificadas por comparação com exemplares depositados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), e com literatura pertinente. Os *vouchers* foram depositados na Universidade de Mogi das Cruzes (SP) e MZUSP.

3. Análise de dados

Comparações entre os sítios de coleta foram feitas usando o número de ocorrência das espécies (dados de presença e ausência), pois o objeto de interesse é a riqueza e não o número de espécimes (Gotelli & Colwell 2001). A estimativa de riqueza (Chao 2) foi calculada usando o programa EstimateS, versão 8.2 (Colwell 2009), com os dados de todas as coletas. Os padrões de composição de espécies e a estrutura das comunidades foram comparados entre os diferentes tipos de florestas por meio da análise de ordenação (*non-metric multidimensional scaling* – NMDS). Para constatar a diferença nesta composição, realizou-se o teste de similaridade

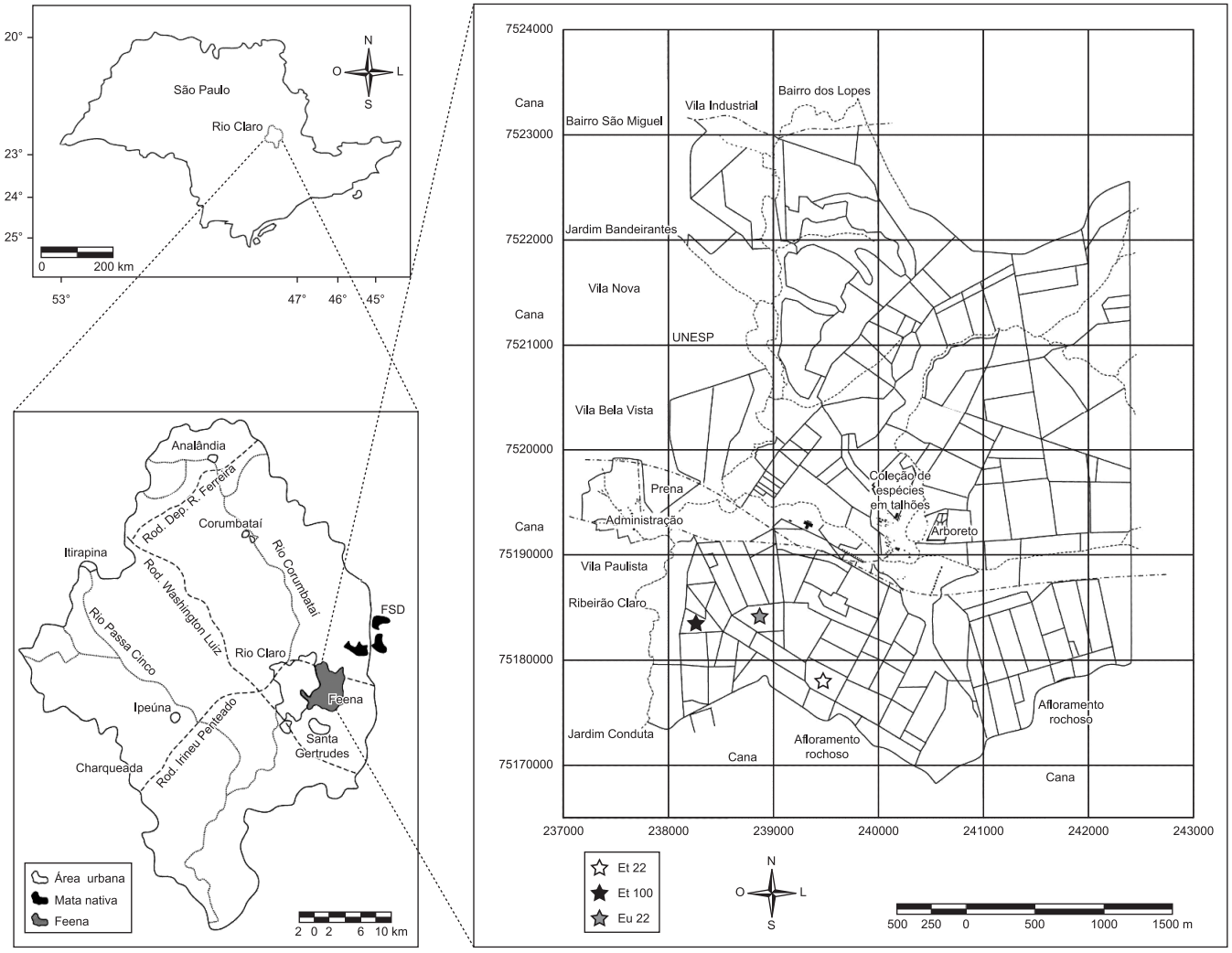


Figura 1. Localização das áreas de estudo, sendo destacada a Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA) e o fragmento (FSD) da floresta semidecídua onde o trabalho foi realizado.

Figure 1. Location of studied areas, stressing the Edmundo Navarro de Andrade State Forest (FEENA), and the fragment of the semi-deciduous forest (FSD) where the study was accomplished.

Anosim (Clarke 1993). Um dendograma de similaridade foi construído utilizando Bray-Curtis como medida de dissimilaridade para análise dos agrupamentos formados, pelo método de ligação completo. Para essas análises foi empregado o pacote estatístico R (Oksanen et al. 2009).

Resultados

Foram amostradas 58.410 formigas, distribuídas em 10 subfamílias, 42 gêneros e 120 morfoespécies/espécies. Um total de 85 espécies foi registrado na floresta semidecídua, 84 na área Et100, 73 na área Et22 e 56 na área Eu22 (Tabela 1). As curvas de acumulação de espécies não atingiram a assíntota (Figura 2), indicando que o esforço amostral foi insuficiente para representar as comunidades. Os valores de riqueza estimada são: FSD = 89,04; Et100 = 100,03; Et22 = 91,74 e Eu22 = 68,86. Comparando-se as áreas de plantio de eucalipto, não manejadas durante o mesmo período, observa-se que Et22 possui mais espécies (23%) em relação à área de Eu22, e ambas são menos ricas que a floresta semidecídua e o plantio de eucalipto com 100 anos de abandono (Tabela 1). A floresta semidecídua compartilha 57 espécies com Et100 e 55 espécies com Et22; Et100 e Et22 compartilham 56 espécies. Já Et22 e Eu22 compartilham o menor número de espécies (38), e todos os tipos florestais possuem em comum 29 espécies.

Em relação às espécies exclusivas, FSD possui 13, Et100 11, Et22 e Eu22 apenas três. As espécies exclusivas encontradas nas áreas com composição florística mais estruturada (FDS e Et100), pertencem a gêneros como *Heteroponera* Mayr, 1887*, Prionopelta* Mayr, 1866*, Hypoponera* Santschi, 1938 e *Labidus* Jurine, 1807. Já nas demais áreas as espécies exclusivas pertencem a *Pheidole* Westwood, 1839, *Camponotus* Mayr, 1861, *Oxyepoecus* Santschi, 1926, *Trachymyrmex* Forel, 1893 e *Acromyrmex* Mayr, 1865.

Em todos os sítios de coleta Myrmicinae foi a subfamília mais rica, seguida por Ponerinae e Formicinae, enquanto que os gêneros foram *Pheidole* (30) e *Hypoponera* (10). Na floresta semidecídua *Solenopsis* sp.2 (49) apresentou o maior número de ocorrência (49), seguida por *Wasmannia* sp.3 (48) e *Strumigenys denticulata* Mayr, 1887 (47). Nas áreas com *E. tereticornis* e *E. urophylla*, nota-se a

Tabela 1. Número de ocorrência das espécies de formigas capturadas com extrator de mini-Winkler em áreas de eucalipto e de floresta semidecídua, no município de Rio Claro, SP.

Table 1. Occurrence number of ant species captured using mini-Winkler extractor in eucalyptus areas and semi-deciduous forest, in the Municipality of Rio Claro, São Paulo State.

Subfamília/espécie	Número de ocorrência			
	FDS	**Et100**	**Et22**	**Eu22**
MYRMICINAE				
Pheidole megacephala (Fabricius, 1793)	2	-	8	-
Pheidole sp.4	6	-	5	-
Pheidole sp.5	3	6	8	-
Pheidole sp.6	14	15	8	-
Pheidole sp.7	30	19	6	2
Pheidole sp.8	1	-	-	-
Pheidole sp.9	-	9	10	1
Pheidole sp 12	-	1	-	-
Pheidole sp.13	2	10	1	-
Pheidole sp.14	25	36	28	10
Pheidole sp 15	-	5	-	1
Pheidole sp.16	28	30	35	-
Pheidole sp.17	2	-	-	1
Pheidole sp.18	4	-	5	-
Pheidole sp. 22	-	1	-	-
Pheidole sp.23	-	-	3	1
Pheidole sp.24	-	1	4	14
Pheidole sp.26	6	24	9	25
Pheidole sp.29	-	-	1	-
Pheidole sp.30	1	-	-	-
Pheidole sp.33	2	-	-	-
Pheidole sp.35	2	-	-	1
Pheidole sp.36	9	-	-	-
Pheidole sp.37	2	-	-	-
Pheidole sp.40	1	-	-	-
Pheidole sp.43	-	-	1	-
Pheidole sp.46	6	7	2	-
Pheidole sp.47	2	-	-	-
Pheidole sp.48	-	2	-	-
Pheidole sp.49	14	40	44	34
Solenopsis saevissima (Smith, 1855)	1	-	-	1
Solenopsis sp.2	49	47	-	39
Solenopsis wasmannii Emery, 1894	39	26	29	20
Solenopsis sp.4	35	27	37	15
Solenopsis sp.5	7	6	3	5
Solenopsis geminata (Fabricius, 1804)	21	-	3	-
Megalomyrmex sp.4	4	7	10	4
Carebara sp.1	6	13	13	-
Carebara sp.2	2	-	1	-
Monomorium floricola Jerdon, 1851	-	5	19	-
Oxyepoecus myops Alburquerque & Brandão, 2009	-	-	-	1
Strumigenys denticulata Mayr, 1887	47	47	47	46
Strumigenys elongata Roger, 1863	2	2	11	-
Strumigenys louisianae Roger, 1863	9	10	5	3
Strumigenys schmalzi Emery, 1906	2	2	1	-

(FSD: Floresta semidecídua, Et100: *Eucalyptus tereticornis* 100 anos sem manejo Et22: *Eucalyptus tereticornis* 22 anos sem manejo, Eu22: *Eucalyptus urophylla* 22 anos sem manejo).

Tabela 1. Continuação...

Subfamília/espécie	Número de ocorrência			
	FDS	**Et100**	**Et22**	**Eu22**
Strumigenys crassicornis Mayr, 1887	7	4	2	-
Strumigenys sp.12	24	36	30	18
Strumigenys sp.16	1	-	-	-
Acanthognathus rudis Brown & Kempf, 1969	4	1	3	-
Acanthognathus sp.2	3	3	7	1
Eurhopalothrix spectabilis Kempf 1962	6	-	-	-
Wasmannia sp.3	48	40	43	17
Crematogaster (Orthocrema) sp.1	17	3	8	4
Crematogaster (Orthocrema) sp.2	1	-	-	-
Crematogaster (Orthocrema) sp.6	5	2	-	-
Basiceros disciger (Mayr, 1887)	21	-	-	
Hylomyrma reitteri (Mayr, 1887)	15	-	1	4
Hylomyrma balzani (Emery, 1894)	16	-	1	3
Hylomyrma sp.3	3	1	1	-
Apterostigma sp.1	5	1	-	-
Apterostigma sp.3	10	5	1	-
Apterostigma sp.4	3	3	4	-
Mycetosoritis sp.1	31	21	31	11
Cyphomyrmex (Strigatus) sp.1	-	1	-	-
Trachymyrmex sp.3	-	-	-	1
Trachymyrmex sp.4	-	1	-	-
Acromyrmex niger (Smith, 1858)	2	4	-	1
Acromyrmex crassispinus (Forel, 1909)	-	-	-	1
Mycocepurus goeldii (Forel, 1893)	-	14	4	18
Atta sexdens (Linnaeus, 1758)	-	5	-	-
Mycetarotes sp.4	-	2	2	-
Cephalotes pusillus (Klug, 1824)	1	1	-	-
Cardiocondyla sp.1	3	-	-	-
Pogonomyrmex abdominalis Santschi, 1929	1	-	-	-
FORMICINAE				
Brachymyrmex heeri Forel, 1874	4	5	-	-
Brachymyrmex pictus Mayr, 1887	9	-	1	2
Brachymyrmex incisus Forel, 1912	45	1	5	1
Brachymyrmex luederwaldt Santschi, 1923	24	16	1	14
Camponotus rufipes (Fabricius, 1775)	-	-	34	-
Camponotus sericeiventris (Guérin-Méneville, 1838)	1	-	1	-
Camponotus sp.5	12	19	-	2
Camponotus novogranadensis Mayr, 1870	-	1	-	2
Camponotus sp.8	-	3	2	-
Camponotus sp.10	-	1	-	-
Nylanderia fulva (Mayr, 1862)	2	13	3	39
Paratrechina longicornis (Latreille, 1802)	2	2	15	1
PONERINAE				
Hypoponera sp.1	19	31	-	11
Hypoponera sp.2	29	27	23	5
Hypoponera sp.4	7	13	13	13
Hypoponera sp.5	43	22	6	3
Hypoponera sp.6	9	2	26	2

(FSD: Floresta semidecídua, Et100: *Eucalyptus tereticornis* 100 anos sem manejo Et22: *Eucalyptus tereticornis* 22 anos sem manejo, Eu22: *Eucalyptus urophylla* 22 anos sem manejo).

Tabela 1. Continuação...

Subfamília/espécie	Número de ocorrência			
	FDS	**Et100**	**Et22**	**Eu22**
Hypoponera sp.7	41	15	16	2
Hypoponera sp.8	41	38	2	17
Hypoponera sp.9	2	-	40	-
Hypoponera sp.11	8	16	-	3
Hypoponera sp.16	-	1	17	-
Odontomachus affinis Guérin-Méneville, 1844	-	7	-	1
Odontomachus meinerti Forel, 1905	15	19	1	14
Odontomachus chelifer (Latreille, 1802)	-	1	21	-
Pachycondyla striata Smith, 1858	2	18	-	4
Pachycondyla laevigata (Smith, 1858)	-	-	4	1
Pachycondyla harpax (Fabricius, 1804)	-	1	-	4
Pachycondyla crenata (Roger, 1861)	8	9	1	-
Pachycondyla ferruginea Smith, 1858	-	1	1	-
Pachycondyla sp.12	-	2	1	-
Anochetus altisquamis Mayr, 1887	1	1	-	-
Anochetus neglectus (Emery, 1894)	-	1	3	8
PROCERATIINAE				
Discothyrea sexarticulata Borgmeier, 1954	-	1	1	-
AMBLYOPONINAE				
Prionopelta antillana Forel, 1909	35	12	-	-
HETEROPONERINAE				
Heteroponera mayri Kempf, 1962	-	1	10	-
Heteroponera dentinodis (Mayr, 1887)	6	-	2	-
Heteroponera dolo (Roger, 1861)	-	2	-	-
ECTATOMMINAE				
Gnamptogenys striatula (Mayr, 1884)	11	8	-	7
Gnamptogenys continua (Mayr, 1887)	1	2	2	2
Ectatomma opaciventre Roger, 1861	4	29	-	7
DOLICHODERINAE				
Dolichoderus sp.1	-	3	-	-
Linepithema neotropicum (Mayr, 1868)	3	7	9	4
ECITONINAE				
Labidus praedator (Smith, 1858)	-	3	-	-
Neivamyrmex sp.3	5	30	1	5
PSEUDOMYMECINAE				
Pseudomyrmex pallidus (Smith, 1855)	1	-	28	-
Total de espécies	85	84	73	56

(FSD: Floresta semidecídua, Et100: *Eucalyptus tereticornis* 100 anos sem manejo Et22: *Eucalyptus tereticornis* 22 anos sem manejo, Eu22: *Eucalyptus urophylla* 22 anos sem manejo).

presença de *S. denticulata* com 47 e 46 registros, respectivamente (Tabela 1).

A ordenação dos dados indica uma separação das comunidades de formigas de serapilheira entre as florestas, especialmente de Eu22 (Figura 3). Este resultado foi corroborado pelo ANOSIM ($R = 0,74$; $p < 0,001$), e também pelo dendograma de dissimilaridade (Figura 4).

Discussão

As comunidades de formigas de serapilheira nos quatro tipos florestais são diferentes, sendo que as pertencentes a Eu22 são as mais dissimilares de todas. Os resultados demonstram que, apesar da floresta Et22 possuir o mesmo período sem práticas silviculturais que Eu22, suas comunidades são mais similares àquelas amostradas nas áreas onde o subbosque se encontra mais desenvolvido, como é o caso de FSD e Et100. Esses resultados são corroborados pelas espécies compartilhadas entre as áreas, pois, comparativamente, Eu22 e Et22 possuem o menor número de espécies em comum.

O subbosque sendo desenvolvido e heterogêneo pode proporcionar recursos, como alimento, locais para nidificação e microclimas mais abundantes e viáveis que possibilitam a presença de um maior número de espécies (Kaspari 1996, Campos et al. 2003, Brose 2003, Lassau & Hochuli 2004, Lassau et al. 2005, Cramer & Willig 2005). Além disso, a riqueza de espécies de formigas está relacionada à composição florística do meio, sendo menor em ambientes homogêneos

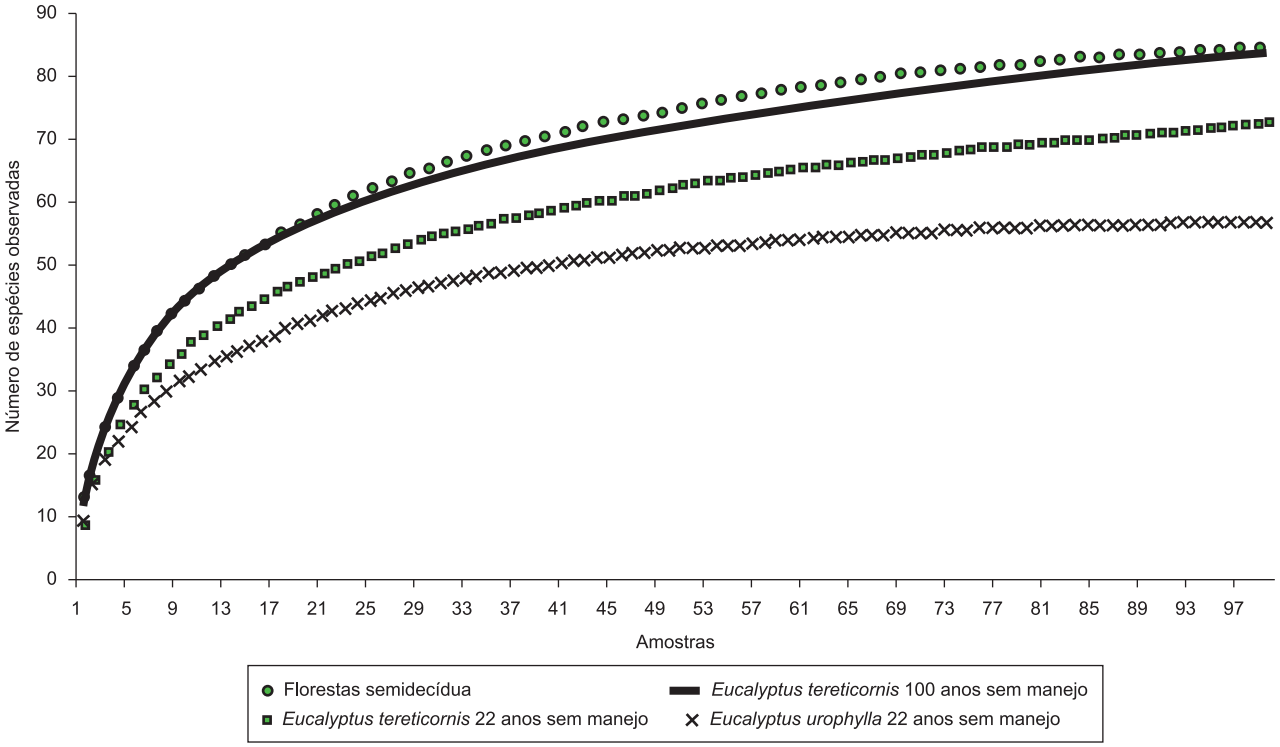


Figura 2. Curvas de acumulação de espécies de formigas de serapilheira nas áreas de florestas semidecídua (●), *Eucalyptus tereticornis* 100 anos sem manejo (▬), *Eucalyptus tereticornis* 22 anos sem manejo (■) e *Eucalyptus urophylla* 22 anos sem manejo (×).

Figure 2. Species accumulation curves of litter ant species in areas of semi-deciduous forest (●), *Eucalyptus tereticornis* 100 years without management (▬), *Eucalyptus tereticornis* 22 years without management (■) and *Eucalyptus urophylla* 22 years without management (×).

que possuem baixa complexidade estrutural (Majer et al. 1984, Matos et al. 1994).

Possivelmente outros fatores, além do tempo de abandono do cultivo que possibilita o desenvolvimento do subbosque, estão contribuindo para que, especialmente, as comunidades de formigas hipogéicas de Eu22 e Et22 sejam dissimilares. A camada de serapilheira da floresta Eu22 pode estar sofrendo influência de substâncias alelopáticas presentes nas folhas que caem nos eucaliptais.

Em geral, as folhas das espécies de eucaliptos, apresentam dois fatores negativos para a manutenção da biodiversidade: 1) altos teores de tanino, que é tóxico para alguns animais, e 2) a decomposição é majoritariamente realizada por microrganismos (Pozo et al. 1997). Neste caso, as fitotoxinas liberadas pelas folhas acumulam-se no solo, ocasionando a perda das propriedades edáficas (El-Khawas & Shehata 2005, Forrester et al. 2006), o que interfere na germinação de sementes das plantas nativas (Gareca et al. 2007) e, consequentemente, no desenvolvimento do subbosque. As raízes também contribuem, pois liberam exudatos que possuem ação alelopática (Bertin et al. 2003, Zhang & Fu 2009), que pode ocasionar o aumento ou a redução do pH do solo (Souto et al. 2001, Schiavo et al. 2009). Já existem trabalhos mostrando que a serapilheira de cultivares de *E. globulus* possui influência negativa sobre a riqueza, biomassa e tamanho de macroinvertebrados (Larrañaga et al. 2009).

Estudos comparativos da fauna de formigas de serapilheira em áreas com vegetação nativa e com plantio de eucalipto com subbosque em diferentes idades, normalmente mostram que as primeiras sempre apresentam um maior número de espécies (Soares et al. 1998, Marinho et al. 2002, Lapola & Fowler 2008); o que em parte pode estar relacionado à baixa diversidade de organismos que a serapilheira de uma floresta de eucalipto comporta, comprometendo a ciclagem de nutrientes dentre outros processos (Majer & Recher 1999). Entretanto, o período de abandono do plantio também é um fator importante, pois a floresta de *E. tereticornis* sem manejo durante 100 anos possui praticamente o mesmo número de espécies que a floresta semidecídua e suas comunidades se sobrepõem parcialmente.

Nos trópicos, quando ocorre a simplificação da estrutura dos hábitats, uma das principais consequências é a perda de diversidade da fauna de formigas, pois a maioria de seus táxons ocupa nichos mais específicos (Brühl et al. 2003). Já em uma monocultura há aumento da uniformidade do ambiente e redução da diversidade de microhábitats (Soares et al. 1998), ocasionando a diminuição da riqueza (Lopes et al. 2010) e de espécies especialistas (Pacheco et al. 2009). Neste sentido, a presença de *P. antillana* Forel, 1909 e *S. denticulata* corroboram parcialmente essas observações, pois a primeira foi coletada em 70% das amostras de 1 m^2, porém nenhum espécime foi encontrado nas florestas menos estruturadas de eucalipto (Eu22 e Et22). Já a segunda, foi amostrada em 90% das amostras de todos os tipos florestais analisados.

Com este trabalho foi possível: 1) acrescentar 16 gêneros e 24 espécies à lista de espécies de Lapola & Fowler (2008), o que vem a ser um dado relevante diante da falta de informações sobre a biodiversidade de formigas de serapilheira em florestas semidecíduas; 2) confirmar a presença de *Monomorium floricola* (Jerdon 1851) e acrescentar a lista mais duas espécies exóticas, *P. megacephala* Fabricius, 1793 e *P. longicornis* (Latreille, 1802), todas com potencial de competir e reduzir a fauna nativa (Nafus 1993, Harris & Barker 2007, Vanderwoude et al. 2000, Hoffmann 2010) e 3) demonstrar que o fragmento de floresta semidecídua e as áreas de eucalipto

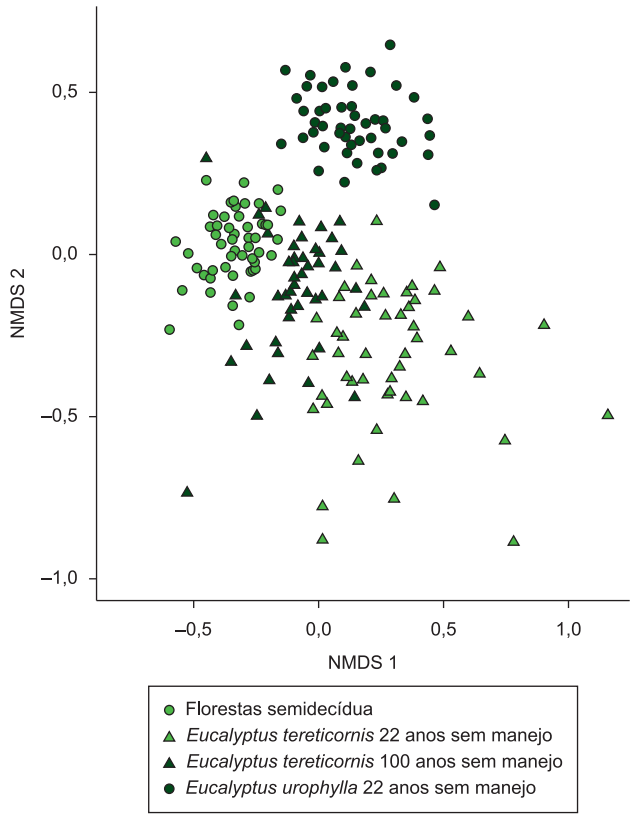


Figura 3. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) comparando as comunidades de formigas de serapilheira nas florestas semidecídua (●) e de *Eucalyptus* spp. (*Eucalyptus tereticornis* 100 anos sem manejo (▲); *Eucalyptus tereticornis* 22 anos sem manejo (▲) e *Eucalyptus urophylla* 22 anos sem manejo (●)). (*Stress*: 24,24).

Figure 3. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) comparing the communities of leaf litter ants in semi-deciduous forest (●) and *Eucalyptus* spp. Forest (*Eucalyptus tereticornis* 100 years without management (▲); Et22: *Eucalyptus tereticornis* 22 years without management (▲); Eu22: *Eucalyptus urophylla* 22 years without management (●)). (Stress: 24,24).

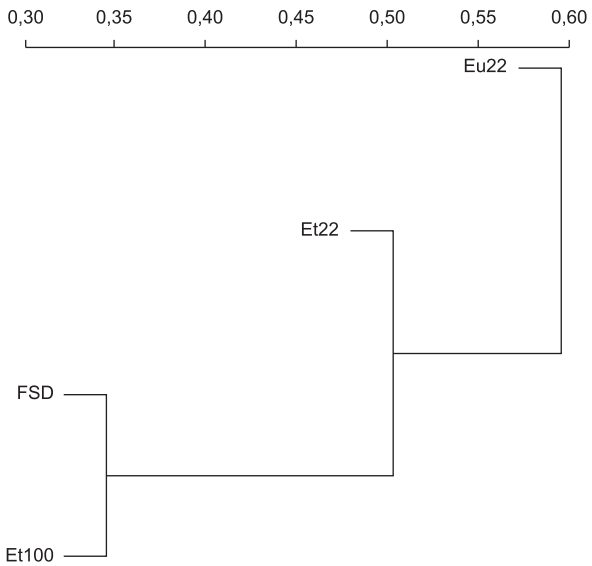


Figura 4. Dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis baseado na composição de espécies de formigas de serapilheira nas florestas semidecídua (FSD) e de *Eucalyptus* spp. (Et100: *Eucalyptus tereticornis* 100 anos sem manejo; Et22: *Eucalyptus tereticornis* 22 anos sem manejo; Eu22: *Eucalyptus urophylla* 22 anos sem manejo).

Figure 4. Dendrogram of Bray-Curtis dissimilarity based on species composition of ants in leaf litter, in areas of semi-deciduous forest (FDS) and three Eucalyptus plantations spp. (Et100: *Eucalyptus tereticornis* 100 years without management; Et22: *Eucalyptus tereticornis* 22 years without management; Eu22: *Eucalyptus urophylla* 22 years without management).

compartilham uma alta porcentagem de espécies de formigas de serapilheira, reforçando o trabalho de Lapola & Fowler (2008) e a importância da Unidade de Conservação, FEENA, na preservação da diversidade biológica de uma região pobre em áreas de vegetação nativa.

Agradecimentos

Ao CNPq pela bolsa de iniciação científica para a primeira autora e pela bolsa de produtividade de Maria Santina de Castro Morini, a FAEP pelo auxílio financeiro, ao Instituto Florestal e a direção da FEENA pela licença de coleta (processo n. 41.416/06), a Itamar Cristina Reiss pelo apoio técnico em todas as atividades de campo e a Silvia S. Suguituru pela elaboração do mapa.

Referências Bibliográficas

AGOSTI, D. & ALONSO, L.E. 2000. The ALL Protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.204-206.

ALONSO, L.E. & AGOSTI, D. 2000. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview, In Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.1-8.

ANDERSEN, A.N. & MAJER, J.D. 2004. Using invertebrates as bioindicators in land management: ants show the way Down-Under. Front. Ecol. Environ. 2:291-298. http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0292:ASTWDU]2.0.CO;2

BARONI-URBANI, C. & DE ANDRADE, M.L. 2007. The ant tribe Dacetine: limits and constituent genera, with descriptions of new species. Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Giacomo Doria 99:1-191.

BERTIN, C., YANG, X.H., WESTON, L.A. 2003. The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. Plant Soil 256:67-83. http://dx.doi.org/10.1023/A:1026290508166

BESTELMEYER, B.T., AGOSTI, D., ALONSO, L.E., BRANDÃO, C.R.F., BROWN JUNIOR, W.L., DELABIE, J.H.C. & SILVESTRE, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.22-144.

BOLTON, B.1994. identification guide to the ant genera of the world. Harvard University Press, Cambridge, p.222.

BOLTON, B. 2003. Synopsis and classification of Formicidae. Mem. Am. Entomol. Inst. 71:1-370.

BROSE, U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? Oecologia 135:407-413.

BRÜHL, C.A., ELTZ, T. & LINSENMAIR, K.E. 2003. Size does matter effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter an community in Sabah, Malaysia. Biod. Cons. 12:1371-1389.

CAMPOS, R.B.F., SCHOEREDER, J.H. & SPERBER, C.F. 2003. Local determinants of species richness in litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology 4:357-367.

CATHARINO, E.L.M. 1989. Estudos fisionômico, florístico e fitossociológico em matas residuais secundárias do município de Piracicaba, SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Aust. J. Ecol. 18:117-143. http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

COLWELL, R.K. 2009. "EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. (último acesso em 08/07/2010).

CRAMER, M.J. & WILLIG, M.R. 2005. Habitat heterogeneity, species diversity, and null models. Oikos 108:209-218. http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.12944.x

EL-KHAWAS, S.A. & SHEHATA, M.M. 2005. The allelopathic potentialities of *Acacia nilotica* and *Eucalyptus rostrata* on monocot (*Zea mays* L.) and dicot (*Phaseolus vulgaris* L.) plants. Biotechnol. 4:23-24. http://dx.doi.org/10.3923/biotech.2005.23.34

EVANS, J. & TURNBULL, J. 2004. Plantation forestry in the tropics. University Press, Oxford, 194p.

FOLGARAIT, P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. Biodivers. Conserv. 7:1221-1244. http://dx.doi.org/10.1023/A:1008891901953

FORRESTER, D.I., BAUHUS, J. & COWIE, A.L. 2006. Mixed-species plantations of eucalyptus with nitrogen-fixing trees: a review. For. Ecol. Manag. 233: 231-230. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.012

GARECA, E.E., MARTINEZ, Y.Y., BUSTAMANTE, R.O., AGUIRRE, L.F. & SILES, M.M. 2007. Regeneration patterns of *Polylepsis subtusalbida* growinng with the exotic trees *Pinus radiate* and *Eucalyptus globules* at Parque Nacional Tunari, Bolívia. Plant Ecol. 193:253-263. http://dx.doi.org/10.1007/s11258-007-9263-3

GOTELLI, N. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4:379-391. http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x

HARRIS, R.J. & BARKER, G. 2007. Relative risk of invasive ants (Hymenoptera: Formicidae) establishing in New Zealand. New Zealand J. Zool. 34:161-178. http://dx.doi.org/10.1080/03014220709510075

HOFFMANN, B.D. 2010. Ecological restoration following the local eradication of an invasive ant in Northern Australia. Biol. Invasions 12:959-969. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-009-9516-2

HÖLLDOBLER, B. & WILSON, O. 1990. The ants. Belknap Press, Cambridge, 732p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, série manuais técnicos em Geociências, Rio de Janeiro, 92p.

KANOWSKI, J., CATTERALL, C.P. & WARDELL-JOHNSON, G.W. 2005. Consequences of broadscale timber plantations for biodiversity in cleared rainforest landscapes of tropical and subtropical Australia. For. Ecol. Manag. 208:359-372. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.018

KASPARI, M. 1996. Litter ant patchiness at the $1m^2$ scale: disturbance dynamics in three Neotropical forests. Oecologia 107:265-273. http://dx.doi.org/10.1007/BF00327911

KRONKA, F.J.N., MATSUKUMA, C.K., NALON, M.A., DEL CALI, I.H., ROSSI, M., MATTOS, I.F.A., SHIN-IKE, M.S., PONTINHAS, A.A.S. 2005. Inventário florestal da vegetação do estado de São Paulo. Instituto Florestal, São Paulo, 200p.

KRONKA, F.J.N., NALON, M.A., MATSUKUMA, C.K., PAVÃO, M., GUILLAUMON, J.R., CAVALLI, A.C., GIANNOTTI, E., IWANE, M.S.S., LIMA, L.M.P.R., MONTES, J., DEL CALI, I.H. & HAACK, P.G. 1998. Áreas do domínio do cerrado no Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, São Paulo.

LAPOLA, D.M. & FOWLER, H.G. 2008. Questioning the implementation of habitat corridors: a case study in interior São Paulo using ants as bioindicators. Braz. J. Biol. 68:11-20. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000100003

LAPOLLA, J.; BRADY, S. & SHATTUCK, S. 2010. Phylogeny and taxonomy of the *Prenolepis* genus group of ants (Hymenoptera: Formicidae). Syst. Entomol. 35:118-131. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3113.2009.00492.x

LARRAÑAGA, A., BASAGUREN, A., ELOSEGI, A. & POZO, J. 2009. Impacts of *Eucalyptus globulus* plantations on Atlantic streams: changes in invertebrate density and shredder traits. Fund. Appl. Limnol. 175:151-160. http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0175-0151

LASSAU, S.A., CASSIS, G., FLEMONS, P.K.J., WILKIE, L. & HOCHULI, D.F. 2005 Using high-resolution multi-spectral imagery to estimate habitat complexity in open-canopy forests: can we predict ant community patterns? Ecography 28:495-504. http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04116.x

LASSAU, S.A. & HOCHULI, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. Ecography 27:157-164. http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03675.x

LEAL, I.R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da Caatinga. In: Ecologia e conservação da caatinga (I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva, Eds.). Editora Universitária da UFPE, Recife, p.435-461.

LIMA, W.P. 1993. Impacto Ambiental do Eucalipto. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 301p.

LOPES, D.T.; LOPES, J.; NASCIMENTO, I.C. & DELABIE, J.H. 2010. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera, Formicidae) em três ambientes no Parque Estadual dos Godoy, Londrina, Paraná. Iheringia, Ser. Zool. 100:84-90.

MAJER, J.D., BRENNAN K.E.C. & MOIR, M.L. 2007. Invertebrates and the Restoration of a Forest Ecosystem: 30 Years of Research following Bauxite Mining in Western Australia. *Restor. Ecol.* 15:104-115. http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00298.x

MAJER, J.D., DAY, J.E., KABAY, E.D. & PERRIMAN, W.S. 1984. Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. J. Appl. Ecol. 21:355-375. http://dx.doi.org/10.2307/2403059

MAJER, J.D. & RECHER, H. 1999. Are eucalipts Brazil´s friend or foe? An entomological viewpoint. An. Soc. Entomol. Bras. 28:185-200. http://dx.doi.org/10.1590/S0301-80591999000200001

MARINHO, C.G.S., ZANETTI, R., DELABIE, J.H.C., SCHLINDWEIN, M.N. & RAMOS, L.S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. Neotrop. Entomol. 31:187-195. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2002000200004

MATOS, J.A., YAMANAKA, C.N., CASTELLANI, T.T. & LOPES, B.C. 1994. Comparação da fauna de formigas de solo em áreas de plantio de *Pinus elliottii*, com diferentes graus de complexibilidade estrutural (Florianópolis, SC.). Biotemas 7:57-64.

McGEOCH, M.A. & CHOWN, S.L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. Trends in Ecol. Evol. 13:46-47. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01279-2

McKEY, D., ROSTAIN, S.; IRIARTE, J., GLASER, B., BIRK, J.J., HOLST, I. & RENARD, D. 2010. Pre-columbian agricultural landscapes, ecosystem engineers, and self-organized patchiness in Amazonia. PNAS 107:7823-7828. PMid:20385814. PMCid:2867901. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0908925107

NAFUS, D.M. 1993: Movement of introduced biological control agents onto nontarget butterflies, *Hypolimnas* spp. (Lepidoptera: Nymphalidae). Environ. Entomol. 22:265-272.

NEW, T.R. 1996. Taxonomic foxus and quality control in insect surveys for biodiversity conservation. Aust. J. Entomol. 35:97-106. http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-6055.1996.tb01369.x

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., SIMPSON, G,L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. 2009. Vegan: Community ecology package. R package version 1.15-1. http://cran.r-project.org/, http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/ (último acesso em 02/03/2009).

PACHECO, R., SILVA, R.R., MORINI, M.S. DE C. & BRANDÃO, C.R.F. 2009 A Comparison of the Leaf-Litter Ant Fauna in a Secondary Atlantic Forest with an Adjacent Pine Plantation in Southeastern Brazil. Neotrop. Entomol. 38:55-65. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2009000100005

PAIS, M.P. & VARANDA, E.M. 2010. Arthropod Recolonization in the Restoration of a Semideciduous Forest in Southeastern Brazil. Neotrop. Entomol. 39:198-206. PMid:20498956. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2010000200009

POGGIANI, F. & OLIVEIRA, R.E. 1998. Indicadores para conservação dos núcleos de vida silvestre. Série Técnica IPEF, 12:45-52.

POZO, J., GONZÁLES, E., DÍEZ, J.R., MOLINERO, J. & ELÓSEGUI, A. 1997. Inputs of particulate organic matter to streams whit different riparian vegetation. J. North Am. Benthol. Soc.16:602-611. http://dx.doi.org/10.2307/1468147

SCHIAVO, J.A., BUSATO, J.G., MARTINS, M.A. & PASQUALOTO, C. 2009. Recovery of degraded areas revegetadas with *Acacia mangium* and *Eucalyptus* with special reference to organica matter humification. Sci. Agr. 66:353-360. http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162009000300010

SCHNELL, M.R., PIK, A.J. & DANGERFIELLD, J.M. 2003. Ant community sucession with in eucalyptus plantations on used pasture and a implication for taxonomic sufficiency in biomonitoring. Austral Ecol. 28:553-565. http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01312.x

SCHULTZ, T.R. & MCGLYNN, T.P. 2000. The interactions of ants with other organisms. In Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.35-44.

SOARES, S.M., MARINHO, C.G.S. & DELLA LUCIA, T.M.C. 1998. Diversidade de invertebrados edáficos em áreas de eucalipto e mata secundária. Acta Biol. Leopol. 19:157-164.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA - SBS. 2006. O Setor Florestal Brasileiro: Fatos e Números 2006. http://www.sbs.org.br/estatisticas (último acesso em 08/07/2010).

SOUTO, X.C., BOLANO, J.C., GONZALEZ, L. & REIGOSA, M.J., 2001. Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populations and herbaceous plants. Biol. Plant. (Prague) 44:269-275.

STEPHENS, S.S. & WAGNER, M.R. 2006. Using ground foraging ant (Hymenoptera: Formicidae) functional groups as bioindicators of forest health in Northern Arizona ponderosa pine forests. Environ. Entomol. 35:937-949. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225X-35.4.937

TURNBULL, J.W. 1999. Eucalypt plantations. New For. 17:37-52. http://dx.doi.org/10.1023/a:1006524911242

UEHARA-PRADO, M., FERNANDES, J.O., BELLO, A.M., MACHADO, G., SANTOS, A.J., VAZ-DE-MELO, F.Z. & FREITAS, A.V.L. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: a first approach in the Brazilian Atlantic forest. Biol. Conserv. 142:1220-1228. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.008

VANDERWOUDE, C., LOBRY DE BRUYN, L.A. & HOUSE, A.P.N. 2000. Response of an open-forest ant community to invasion by the introduced ant, *Pheidole megacephala*. Austral. Ecol. 25: 253-259. http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01021.x

VIANA, V.M. 1995. Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivadas. In: Anais da Conferência Internacional Abordagens Interdisciplinares para a Conservação da Biodiversidade Biológica e Dinâmica do Uso da Terra no Novo Mundo, Belo Horizonte, p. 135-154.

ZHANG, C. & FU, S. 2009. Allelopathic effects of *Eucalyptus* and the establishment of mixed stands of *Eucalyptus* and native species. For. Ecol. Manag. 258:1391-1396. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.045

Recebido em 18/08/2010
Versão reformulada recebida em 25/02/2011
Publicado em 08/04/2011

Life-form spectra of quartzite and itabirite rocky outcrop sites, Minas Gerais, Brazil

Maria Cristina Teixeira Braga Messias[1,4], Mariangela Garcia Praça Leite[2],

João Augusto Alves Meira-Neto[3] & Alessandra Rodrigues Kozovits[1]

[1]Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente,
Universidade Federal de Ouro Preto, CEP 35400-000, Ouro Preto, MG, Brazil
[2]Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, CEP 35400-000, Ouro Preto, MG, Brazil
[3]Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Viçosa, CEP 36570-000, Viçosa, MG, Brazil
[4]Corresponding author: cristina@iceb.ufop.br

MESSIAS, M.C.T.B., LEITE, M.G.P., MEIRA-NETO, J.A.A., KOZOVITS, A.R. **Life-form spectra of quartzite and itabirite rocky outcrop sites, Minas Gerais, Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn01311022011

Abstract: Vascular species and their respective life-forms and coverage were recorded in a Brazilian quartzite and itabirite rocky outcrop site at *Serra de Ouro Preto*, producing the floristic, frequency and vegetational spectra. Three habitats in both lithologies were defined by geomorphology as: 1) Sloped areas near the mountain summit, with grasslands; 2) Plateaus in the middle of the slope, with grasslands; and 3) Lower and/or concave parts of the slopes, with woody savannas. The life-forms followed Raunkiaer's System. We aimed to answer the following questions: Do quartzite and itabirite rocky outcrops have different biological spectra? Are the biological spectra different in the geomorphologic habitats? Do the floristic, vegetational and frequency spectra differ from one another? What spectrum stacks up to a rocky outcrop physiognomy description? The results portrayed that: a) the most represented life-forms were the phanerophytes and hemicryptophytes; b) the floristic and frequency spectra did not differ from each other, but both differed from the vegetational one; c) all the floristic spectra were similar, but there were significant differences in the frequency and vegetational spectra among the lithology and geomorphology habitats; d) higher phanerophyte and lesser hemicryptophyte coverages were found in the itabirite areas and also in the lower or concave parts of the slopes of both lithologies; and e) the vegetational spectrum was more efficient for the studied rocky outcrop comparison. Relationships between the environmental aspects and life-form spectra are discussed. This study will help advance the development of restoration projects for these areas by adding knowledge of their flora composition, structure and function.
Keywords*: biological spectrum, ferruginous rocky outcrops, Quadrilátero Ferrífero, Raunkiaer.*

MESSIAS, M.C.T.B., LEITE, M.G.P., MEIRA-NETO, J.A.A., KOZOVITS, A.R. **Formas de vida em campos rupestres sobre quartzito e itabirito, em Minas Gerais, Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn01311022011

Resumo: Realizou-se um levantamento das espécies vasculares e suas respectivas formas de vida e coberturas, em campos rupestres na Serra de Ouro Preto, sobre quartzito e itabirito, para construção dos espectros florísticos, de freqüência e vegetacional. Em cada litologia foram delimitados, pela geomofologia, três tipos de habitats: 1) Áreas inclinadas, nos topos das montanhas, com campos limpos; 2) Platôs, na parte mediana das encostas, com campos limpos e 3) Partes mais baixas ou côncavas das encostas, com campos sujos. As formas de vida seguiram o sistema de Raunkiaer. Averiguaram-se as seguintes questões: Campos rupestres sobre itabirito e quartzito possuem diferentes espectros biológicos? Os habitats estratificados pela geomorfologia diferem quanto aos espectros biológicos? Os espectros florísticos, de frequência e vegetacional diferem entre si? Qual espectro se destaca como descritor da fisionomia de campos rupestres? Os resultados evidenciaram que: a) fanerófitas e hemicriptófitas são as formas de vida predominantes; b) os espectros florísticos e de frequência não diferiram entre si e ambos foram estatisticamente diferentes do espectro vegetacional; c) os habitats estratificados pela litologia e geomorfologia apresentaram espectros florísticos similares, mas os espectros de frequência e vegetação mostraram diferenças significativas; d) maior cobertura de fanerófitas e menor cobertura de hemicriptófitas foram encontradas nas áreas sobre itabirito, assim como nas partes mais baixas ou côncavas das encostas, em ambas litologias; e e) o espectro vegetacional mostrou-se mais eficiente para comparação dos habitats. Aspectos do ambiente relacionados com a distribuição de formas de vida são discutidos. Este estudo subsidia programas de restauração ambiental, ampliando o conhecimento da vegetação de campos rupestres.
Palavras-chave*: espectro biológico, campos ferruginosos, Quadrilátero Ferrífero, Raunkiaer.*

Introduction

Campos Rupestres are also known as montane savannas, a kind of Brazilian rocky outcrop, that mainly occurs in the Espinhaço Range (*Cadeia do Espinhaço*), which extends northward from the State of Minas Gerais, to the State of Bahia, between 20° 35' S and 11° 11' S (Meguro et al. 1994). They are located in contact zones between the Cerrado (the main Neotropical savanna) and the Atlantic Forest (southern Espinhaço), as well as in transition zones of the Caatinga, the Cerrado and the Atlantic Forest (central and northern Espinhaço), important terrestrial hotspots. They harbor a great biodiversity and many endemic and threatened species (Giulietti & Pirani 1988). The dominant vegetation is herbaceous and presents a mosaic of shrubs and subshrubs growing in a wide variety of substrates, including rocks and recently-decomposed stony, sandy or colluvial soils. The most common type of rock in this region is quartzite (Benites et al. 2007). According to Harley & Simmons (1986), "campos rupestres" is the expression that defines the vegetation growing on quartzite-sandstone substrate, although this terminology is used to refer to Brazilian vegetation found on other kinds of rocky substrate such as granitic-gneiss (e.g. Queiroz et al. 1996) or itabirite (e.g. Jacobi & Carmo 2008, Mourão & Stehmann 2007, Viana & Lombardi 2007). In the *Quadrilátero Ferrífero*, Southeastern Brazil, rocky outcrops occur frequently in areas with quartzite rocks, interspersed with itabirite, metasandstone, phyllite, schist and gneiss. Itabirite is frequently covered with a layer of duricrusts, formed by the rock's lateritic chemical weathering, known as *cangas* (Rosière & Chemale Junior 2000)

Rocky outcrop plant communities are basically controlled by edaphic conditions, and often represent islands of xeric communities rising in a matrix of mesophytic vegetation (Porembski et al. 1994, 1998). Species show adaptation to over-heating or drought, such as: trichomes or persistent leaf sheaths for isolation and water uptake and accumulation, succulence, sclerophylly and desiccation tolerance, in the so-called resurrection plants (Gaff 1977, 1987, Porembski & Barthlott 2000). The vegetation of ironstone outcrops also exhibits adaptations to living in a substrate rich in heavy metals like Iron, Manganese, Copper, Lead and others (Vincent & Meguro 2008). Little is known about the communities in iron-rich rocks compared to other kinds of rocky outcrops (Jacobi et al. 2007, Jacobi & Carmo 2008, Mourão & Stehmann 2007, Silva 1991, Viana & Lombardi 2007, Vincent 2004, Vincent & Meguro 2008). In Brazil, plant communities in itabirite rocks occur in two main areas: *Serra dos Carajás*, in the Amazon region and *Quadrilátero Ferrífero* in the Southeast. These areas are threatened mainly by the high intensity of open pit mining.

According to Cain (1950), life-form studies are almost as important as the floristic composition in vegetation description. Plants can be categorized into different life-form classes depending on their similarities in structure and function (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Harrison et al. 2010). A life-form is characterized by the plant's adaptations to specific ecological conditions (Mera et al. 1999). Raunkiaer (1934) suggested a system for the classification of the life-forms of plants based on the position and degree of protection of the renewing buds, which are responsible for the renewal of the plant's aerial body on arrival of the season favorable to growth. In Raunkiaer's (1934) system, the harsher the unfavorable season is, the more protected the renewing buds are. This author stated five major classes, ordered according to increased protection of the renewing buds: phanerophytes, chamaephytes, hemicryptophytes, cryptophytes and therophytes. The original classification of Raunkiaer was changed by Mueller-Dombois and Ellenberg (1974), among others, to add plant features in the favorable season. Raunkiaer's system was strongly criticized (Sarmiento & Monasterio 1983), but is still considered, in several ways, the most fundamental explanation for why certain combinations of plant species co-occur in a given habitat (Begon et al. 1996, Lomolino et al. 2005).

A floristic spectrum is created with a species list, where every species has the same weight. However, the usefulness of life-form spectra, for ecological investigations, seems to depend largely on some means of evaluating the species composing the flora of the communities (Cain 1950). The weighting of the species could be accomplished by the use of any quantitative data concerning the species, such as number of individuals, frequency or coverage. When the number of individuals of each life-form is counted, instead of species, each class can be weighted by its abundance, resulting in the vegetation's biological spectrum. This feature describes the vegetation rather than the flora, and allows comparisons to other spectra similarly constructed for other sites. However, Raunkiaer (1934) asserted that counting plant individuals in a survey is complicated, because sometimes it is difficult to distinguish what an individual is. For this reason, this author proposed a frequency spectrum, using the number of sampling units in which the species is present to weight the species.

In a Brazilian granitic rocky outcrop, Caiafa & Silva (2005) found that the floristic spectra were different in the different habitats, where the grasslands had a higher percentage of hemicryptophytes followed by chamaephytes; and the scrub boundaries are more phanerophytic. Conceição & Giulietti (2002), Conceição & Pirani (2005) and Conceição et al. (2007a, b), working in quartzite-sandstone rocky outcrop areas, described these communities as having a high percentage of hemicryptophytes and a lack of therophytes. Little is known about life form spectra in ferruginous rocky outcrops (Jacobi et al. 2007).

There are few quantitative studies in ferruginous rocky outcrops in relation to quartzitic and granitic ones; known only are those of Jacobi et al. (2007), Jacobi & Carmo (2008), Vincent (2004) and Vincent & Meguro (2008). The accomplishment of ecological studies in Brazilian rock outcrops is important to improve the knowledge of Brazilian phytogeography by understanding the adaptation of plants to the environment and how they contribute to vegetational structure and physiognomy. Since the ferruginous rocky outcrops are highly threatened by mining activities, the ecological knowledge of this environment will also help advance the development of restoration projects for these areas.

The aim of this study was to answer the following questions: Do the floristic, vegetational and frequency spectra differ from quartzite to itabirite areas? Are the biological spectra different in the different geomorphologic habitats? What classes characterize these rocky outcrop life-form spectra? Do the floristic, vegetational and frequency spectra differ from one another? What aspects of the environment might be related with the distributions of life-form? What spectrum stacks up to a rocky outcrop physiognomy description?

Material and Methods

1. Study sites

This study was carried out in the Municipalities of Ouro Preto and Mariana, Minas Gerais State, southeastern Brazil, at about 20° 10' S and 43° 30' W, 890 to 1250 meters above sea level. This area belongs to Samarco Mineração S.A. and is part of the *Serra de Ouro Preto,* South of *Espinhaço* Range. The climate according to Köppen is Cwb, i.e. mesothermic, with a rainy summer concentrated during November-March and a dry winter (Nimer 1989). The annual mean rainfall is 1250 mm and the annual mean temperature is around 20 °C. Two *campos rupestres* areas, 12 km apart, with different

kinds of rock (itabirite and quartzite), were selected to set the plots. The rocky outcrops in each lithology were stratified in three habitats by geomorphology as: 1) Sloped areas with bare rocks, near the mountain summit, with grasslands (campos limpos); 2) Plateaus, in the middle of the slope, with no more than 10% slope inclination, with grasslands; 3) Lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions, with woody savannas (campos sujos). Altogether six habitats were studied, determined by the two lithologies and three different geomorphologies. The grasslands in the sloped areas, established on itabirite (ISG), showed bare rocks with typical banded iron formation feature. The grasslands on the plateaus (IPG) had duricrusts formed by the lateritic chemical weathering of itabirite, known locally as *cangas couraçadas*. The woody savannas on itabirite (IWS) also had *cangas* partially covered by colluvial soil. On the other hand, the sloped grassland areas on quartzite (QSG) had a great amount of smooth bare rocks, and either shallow soil occupying the gaps between them, or forming small pools in their depressions. The grassland plateaus in the quartzitic areas (QPG) were comprised of a sandy, shallow and continuous soil with almost no bare rocks. The soil in this habitat showed poor drainage in the rainy season. The woody savannas on quartzite (QWS) presented sandy and colluvial soil with occasional bare rocks.

2. Methods

The survey was carried out from September/2007 to February/2009 by weekly field trips. In each lithology, thirty 10 × 10 m plots, ten in each geomorphological habitat, were defined. All the vascular species were collected, identified and classified into life-forms according to Raunkiaer's System (Raunkiaer 1934). The cover area (%) of each species was estimated as a measure of dominance (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974), by the vertical projection of the aerial parts of each species as a percentage of the total area of the plot (Westhoff & Maarel 1978). The cover area estimation was assessed similar to the Braun-Blanquet method (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). The difference was that the cover area was evaluated as a continuous variable instead of using the categorical values of the Braun-Blanquet Cover-abundance Scale. After all species were recorded, the cover-abundance rating of each species was assigned from a point that had the best overview of the plot's entire plant assemblage. All the collected specimens were herborized and deposited in the Herbarium "Professor José Badini" (OUPR) of the Universidade Federal de Ouro Preto and grouped according to the Angiosperm Phylogeny Group (2009).

The data of each species life-form were used to construct the floristic, frequency and vegetational spectra (Raunkiaer 1934). Only Raunkiaer's major classes (phanerophytes, chamaephytes, hemicryptophytes, cryptophytes and therophytes) were considered in this analysis. The lianas and epiphytes were included in the phanerophyte class, while the geophytes and saprophytes were put in the cryptophyte class, as originally proposed by Raunkiaer (1934). In the frequency spectrum, each species was weighted by the number of plots in which it appeared, whereas in the vegetational spectrum, each life-form was weighted by its coverage (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). In the construction of the biological spectra, each species was assigned to a single life-form class – the one in which the renewing buds were less protected. The biological spectra of each habitat were compared pairwise with a homogeneity analysis (Zar 1999) to test whether the life-form proportions were significantly different.

Results

In this survey, 263 vascular species were collected, belonging to 64 families, of which 135 (51.3%) were considered phanerophytes; 88 (33.5%), hemicryptophytes; 23 (8.8%), chamaephytes; nine (3.4%), cryptophytes and eight (3%), therophytes. Among the phanerophytes, sensu Raunkiaer (1934), 13 species are lianas and one is epiphyte. The families with the greater number of species were Poaceae (28 species), Asteraceae (26), Melastomataceae (19), Fabaceae (17), Rubiaceae (14), Myrtaceae (13), Cyperaceae and Orchidaceae (12) (Table 1).

In the floristic, frequency and vegetational spectra (Figure 1), the most remarkable feature was the high percentage of phanerophytes. The floristic spectra from the different studied habitats did not present any significant difference (Table 2).

Significant differences were found among the frequency spectra of the different studied habitats (Table 2). When comparing the different habitats in the quartzite areas, there was not any significant difference among them, but there were differences when comparing them with the corresponding habitats in the itabirite areas. The frequency of phanerophytes is higher than the other life forms in every studied habitat, but in QSG and QPG the frequency of hemicryptophytes is closer to that of the phanerophytes (Figure 1). Furthermore, the highest frequency of chamaephytes was found in these two habitats. QSG showed a higher frequency of chamaephytes and a lower frequency of phanerophytes than in ISG. IWS presented a higher frequency of phanerophytes and cryptophytes and a lower frequency of chamaephytes, therophytes and hemicryptophytes in comparison to QWS. The frequency spectra did not present significant differences between the grassland (*campos limpos*) and woody savanna (*campos sujos*) physiognomies.

Significant differences among the vegetational spectra of the different studied habitats were found. (Table 2). Quartzite and itabirite

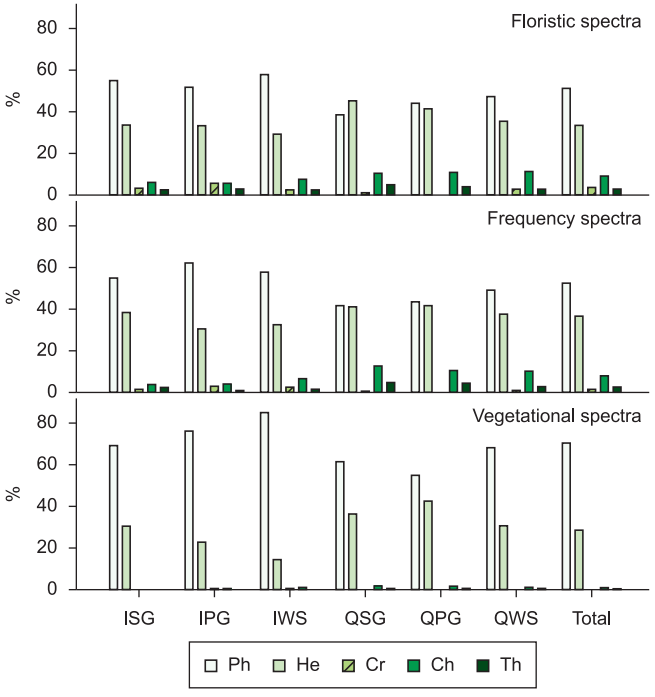


Figure 1. Floristic, frequency, and vegetational life-form spectra of rocky outcrop sites (approximately, 20° 10' S – 43° 30' W). Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas; Total = All the six habitats.

Table 1. Species list of rocky outcrop sites (approximately, 20°10' S – 43°30'W) and their respective life-form and mean coverage (%) in the different habitats.

Family/Species	Voucher	LF	Itabirite			Quartzite		
			ISG	IPG	IWS	QSG	QPG	QWS
Acanthaceae	2115	Ph	0	0.03	0.18	0	0.02	0.31
Ruellia macrantha (Mart. *ex* Ness) Lindau								
Anacardiaceae	1898	Ph	0	0	0	0	1.42	3.82
Tapirira guianensis Aubl.								
Anemiaceae	2000	He	0	0	0	0.01	0	0
Anemia ferruginea Humb. & Bonpl. *ex* Kunth								
Anemia hirsuta (L.) Sw.	1577	He	0	0	0.01	0	0	0
Annonaceae	2268	Ph	0	0	0	0	0	0.35
Guatteria vilosissima A. St.-Hil.								
Xylopia sericea A. St.-Hil.	2066	Ph	0	0	0	0	0	0.7
Apocynaceae	1938	Li	0	0	0	0	0	0.02
Blepharodon pictum (Vahl) W.D.Stevens								
Ditassa laevis Mart.	1708	Li	0.01	0	0.02	0.01	0	0
Ditassa linearis Mart.	1453	Li	0.03	0.04	0.01	0	0	0.02
Ditassa mucronata Mart.	1797	Li	0.02	0.03	0.07	0	0.03	0.05
Forsteronia velloziana (A.DC.) Woodson	2061	Li	0	0	0	0	0	0.02
Mandevilla tenuifolia (J.C.Mikan) Woodson	1447	Th	0.05	0.01	0.01	0	0	0
Minaria decussata (Mart.) T.U.P.Konno & Rapini	1669	Ch	0	0.01	0	0	0	0
Aquifoliaceae	2069	Ph	0.44	0.33	0.82	0	0.08	0.08
Ilex subcordata Reissek								
Araceae	1287	He	0.06	0.03	0.01	0	0	0
Anthurium minarum Sakur. & Mayo								
Philodendron rhizomatosum Sakur. & Maio	1604	Cr	0	0.01	0	0	0	0
Araliaceae	1548	Ph	0.05	0.15	0.35	0	0	0.08
Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire *et al.*								
Aristolochiaceae	1673	He	0	0.01	0.01	0	0	0
Aristolochia fimbriata Cham.								
Aristolochia smilacina (Klotzsch) Duch.	1667	He	0	0.01	0.02	0.02	0	0.04
Aristolochia sp.1	1664	He	0	0	0.02	0	0	0
Aristolochia sp.2	1859	He	0.06	0.01	0	0.11	0.01	0
Asteraceae	2132	Ph	0	0.01	0	0	0	0
Achyrocline satureioides (Lam.) DC.								
Baccharis platypoda DC.	1974	Ph	0	0.03	0.02	0.13	1.79	0.01
Baccharis punctulata DC.	1792	Ph	0	0.05	0.02	0	0	0
Baccharis reticularia DC.	1485	Ph	2.12	0.34	0.79	0.47	0.11	0.79
Baccharis serrulata (Lam.) Pers.	1851	Ph	0	0	0	0.23	0.04	0.02
Calea clematidea Baker	1833	Ph	0	0	0	0.03	0.51	1.27
Chromolaena squalida (DC.) R.M.King & H.Rob.	1487	Ph	0.06	0.02	0.02	0	0	0
Cyrtocymura scorpioides (Lam.) H.Rob.	1894	Ph	0	0	0.02	0.05	0.24	0.11
Dasyphyllum sprengelianum (Gardner) Cabrera	1740	Ph	0.23	0	0	0	0	0
Echinocoryne holosericea (Mart. *ex* DC.) H.Rob.	1726	Ph	0	0.05	0.15	0	0	0
Eremanthus crotonoides (DC.) Sch.Bip.	2117	Ph	0.4	1.65	2.49	5.7	5.6	5.7
Eremanthus erythropapus (DC.) MacLeish	1475	Ph	0.6	0.8	11.8	2.8	1.16	8.25
Eremanthus incanus (Less.) Less.	1394	Ph	2.5	0	2.5	5.6	0.15	0
Hololepis penduculata (DC. *ex* Pers.) DC.	1383	Ph	0.66	0.08	0.09	0	0	0
Koanophyllon adamantium (Gardner) R.M.King & H.Rob	1653	Ph	0	0.02	0.11	0	0	0
Lychnophora pinaster Mart.	1360	Ph	2.23	12.3	0.5	0	0	0
Lychnophora syncephala (Sch.Bip.) Sch.Bip.	1496	Ph	0.03	0.01	0	0	0	0

Voucher: Collect number of MCTB Messias; LF = Life-form; Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas.

Table 1. Continued...

Family/Species	Voucher	LF	Itabirite			Quartzite		
			ISG	IPG	IWS	QSG	QPG	QWS
Mikania sp.	1982	Li	0	0	0	0	0.06	0.05
Moquinia racemosa (Spreng.) DC.	1651	Ph	0	0	0.3	0	0	0
Pseudobrickellia angustissima (Spreng. *ex* Baker) R.M. King & H.Rob.	1454	Ph	0.06	0	0	0	0	0
Richterago amplexifolia (Gardner) Kuntze	1714	He	0	0	0.04	0	0	0
Richterago radiata (Vell.) Roque	1779	He	0	0	0	0.12	0.25	0.16
Senecio pohlii Sch.Bip. *ex* Baker	1666	Ph	0.01	0	0.02	0	0	0
Trichogonia hirtiflora (DC.) Sch.Bip. *ex* Baker	1720	Ch	0.01	0	0.02	0	0	0
Trichogonia villosa (Spreng.) Sch.Bip. *ex* Baker	1526	Ph	0	0	0	0.02	0.04	0.02
Vernonia sp.	1988	Ph	0	0	0	0	0.07	0.2
Bignoniaceae	1981	Ph	0	0	0	0	0.05	0.05
Handroanthus albus (Cham.) Mattos								
Bromeliaceae	1705	He	0.02	0.03	0.03	0	0	0
Cryptanthus schwackeanus Mez.								
Dyckia cf. *cinerea* Mez	1879	He	0.04	0	0	0.31	0	0.06
Dyckia rariflora Schult. & Schult.f.	1689	He	0.32	0.16	0.08	0.83	0	0
Tilandsia stricta Sol.	2168	Ep	0	0	0.01	0	0	0
Vriesea minarum L.B.Sm.	1671	He	0	0.1	0.01	0	0	0
Chrysobalanaceae	2032	Li	0	0	0	0	0.02	0
Hirtella floribunda Cham. & Schltdl.								
Clusiaceae	1783	Ph	0	0	0	0	0.02	0
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.								
Convolvulaceae	1868	He	0	0	0.02	0	0	0
Jacquemontia prostrata Choisy								
Cyperaceae	1928	He	0	0	0	0.03	0.02	0.02
Bulbostylis capillaris (L.) C.B.Clarke								
Bulbostylis juncoides (Vahl) Kük.	1924	He	0.03	0	0	0.09	0.02	0
Bulbostylis sp.	2016	He	0	0	0	0	0.01	0
Dichromena sp.	1598	He	0	0.01	0	0	0	0
Lagenocarpus rigidus Ness	1292	He	22	4.45	3.15	7.76	1.07	0.03
Rhynchospora corymbosa (L.) Britton	2031	He	0	0	0	0	0	0.4
Rhynchospora tenuis Link	1940	He	0	0.12	0	0.02	0.13	0.14
Rhynchospora sp.1	1930	He	0.5	0.51	0	0	0	0.02
Rhynchospora sp.2	2093	He	0	0	0	0	0.06	0
Scleria hirtella Sw.	1886	He	0	0	0	0.01	0.11	0.05
Scleria sp.	1644	He	0	0.02	0.01	0	0	0
Trilepis microstachya (C.B.Clarke) H.Pfeiff.	1594	He	0.01	0.21	0.03	0	0	0
Dilleniaceae	2274	Li	0	0	0	0	0.1	0
Doliocarpus elegans Eichler								
Dioscoreaceae	1875	Cr	0.02	0	0	0.02	0	0.01
Dioscorea campestris Griseb.								
Dioscorea debilis Uline *ex* R.Knuth	1675	Cr	0	0.03	0.05	0	0	0
Ericaceae	1421	Ph	0.18	0.15	0	0	0	0
Agarista pulchella var. *cordifolia* (Meisn.) Judd								
Agarista pulchra (Cham. & Schltdl.) G.Don	1716	Ph	0	0	0.02	0	0	0
Gaylussacia amoena Cham.	1650	Ph	0	0	0.03	0	0	0
Gaylussacia reticulata Mart. *ex* Meisn. var. *reticulata*	1670	Ph	0	0.1	0	0	0	0

Voucher: Collect number of MCTB Messias; LF = Life-form; Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas.

Table 1. Continued...

Family/Species	Voucher	LF	Itabirite			Quartzite		
			ISG	IPG	IWS	QSG	QPG	QWS
Eriocaulaceae	1796	He	0	0	0.02	0	0	0
Actinocephalus bongardii (A.St.-Hil.) Sano								
Paepalanthus decussus Körn.	1963	He	0	0	0	0	0.01	0
Paepalanthus dianthoides Mart. *ex* Körn.	1733	He	0	0	0.03	0	0	0
Paepalanthus cacuminis Ruhland	1719	He	0	0	0.04	0	0	0
Paepalanthus planifolius (Bong.) Körn.	1524	He	0.01	0	0.01	0.02	0.89	0.15
Paepalanthus vaginatus Körn.	1861	He	0	0	0	0.08	0.42	0.2
Erythroxylaceae	1652	Ph	0	0	0.5	0	0	0
Erythroxylum gonocladum (Mart.) O.E.Schulz								
Euphorbiaceae	1478	Ph	0.08	0.02	0	0	0	0
Croton comosus Müll.Arg.								
Croton erythroxyloides Baill.	1397	Ph	0.90	0.99	0.1	0	0	0
Maprounea brasiliensis A.St.-Hil.	1513	Ph	0	0	0	0	0	0.2
Microstachys daphnoides (Mart.) Müll. Arg.	1596	Ph	0	0.02	0.08	0	0	0
Fabaceae (Leguminosae – Caesalpinoideae)	2013	Ph	0.9	0.12	0.05	0.02	0	0
Bauhinia rufa (Bong.) Steud.								
Chamaecrista desvauxii (Collad.) Killip	1993	Ch	0	0	0	0	0.02	0
Chamaecrista flexuosa (L.) Greene	1836	Ch	0	0	0	0.05	0.05	0.01
Chamaecrista mucronata (Spreng.) H.S.Irwin & Barneby	1632	Ph	0	0	0.04	0.01	0.1	0.06
Chamaecrista ochnacea (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	1828	Ph	0	0	0	0	0	0.02
Chamaecrista rotundifolia (Pers.) Greene	1891	He	0	0	0	0.01	0	0.01
Senna reniformis (G. Don) H.S.Irwin & Barneby	1473	Ph	0.1	0	0	0	0	0.06
Fabaceae (Leguminosae – Papilionoideae)	1558	Ch	0.01	0.02	0.03	0	0	0.01
Aeschynomene elegans Schltdl. & Cham.								
Centrosema coriaceum Benth.	1818	He	0.06	0.02	0.05	0	0	0
Clitoria densiflora (Benth.) Benth.	1702	Ph	0	0	0.01	0	0	0
Desmodium barbatum (L.) Benth.	1913	He	0	0	0	0.01	0	0.01
Galactia martii DC.	1384	He	0.12	0.05	0	0	0	0
Periandra mediterranea (Vell.) Taub.	1522	Ph	1.48	0.37	0.59	0.77	0.18	0.43
Stylosanthes gracilis Kunth	1965	Ch	0	0	0	0.01	0.01	0.01
Stylosanthes ruellioides Mart.	1694	Ch	0	0	0.05	0	0	0
Stylosanthes viscosa (L.) Sw.	1911	Ch	0	0	0	0.01	0.01	0.03
Zornia reticulata Sm.	1889	Ch	0	0	0	0.03	0.01	0.02
Gentianaceae	2162	Ch	0	0	0.01	0	0	0
Calolisianthus pedunculatus (Cham. & Schltdl.) Gilg								
Gesneriaceae	1621	Ch	0.01	0.01	0.06	0	0	0
Nematanthus strigillosus (Mart.) H.E. Moore								
Paliavana sericiflora Benth.	1464	Ph	0.38	0.15	0.22	0	0	0
Gleicheniaceae	1915	He	0	0	0	0.01	0.53	0
Dicranopteris flexuosa (Schrad.) Underw.								
Hypericaceae	2247	Ph	0	0	0	0	0.1	0
Vismia brasiliensis Choisy								
Iridaceae	1914	He	0	0	0	0.01	0	0
Cipura paludosa Aubl.								
Neomarica sp.	1611	Cr	0.01	0.02	0	0	0	0.01
Sisyrinchium sp.	1625	Cr	0.01	0.01	0.04	0	0	0
Trimezia sp.	1674	Cr	0	0.01	0.03	0	0	0

Voucher: Collect number of MCTB Messias; LF = Life-form; Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas.

Table 1. Continued...

Family/Species	Voucher	LF	Itabirite			Quartzite		
			ISG	IPG	IWS	QSG	QPG	QWS
Lamiaceae	1580	Ph	0	0	0.15	0	0	0
Aegiphila verticillata Vell.								
Hyptis homalophylla Pohl *ex* Benth.	1895	Ch	0	0	0.03	0.03	0.14	0.16
Hyptis monticola Mart.*ex* Benth.	1685	Ph	0.7	0.27	0.07	0	0	0
Hyptis passerina Mart.*ex* Benth.	1451	Ph	0.17	0	0	0	0	0
Lauraceae	1790	Ph	0	0.1	0.04	0	0	0
Cinnamomum erythropus (Nees & Mart.) Kosterm.								
Ocotea caesia Mez	1636	Ph	0.15	0	0.93	0	0	0
Ocotea nutans (Nees) Mez	1729	Ph	0	0.3	0.18	0	0	0.08
Ocotea percoriacea Kosterm.	1711	Ph	0	0	0.54	0	0	0
Persea sp.	1718	Ph	0	0	0.02	0	0	0
Lentibulariaceae	1983	Th	0	0	0	0	0.01	0
Utricularia amethystina Salzm. *ex* A.St.-Hil. & Girard								
Lindsaeaceae	2063	He	0	0	0	0	0	0.01
Lindsaea guianensis (Aubl.) Dryand.								
Loganiaceae	1631	Th	0	0.01	0.03	0	0	0
Spigelia spartioides Cham.								
Loranthaceae	1978	Li	0	0	0	0	0.08	0.04
Phoradendron falcifrons (Hook. & Arn.) Eichler								
Lycopodiaceae	2025	He	0	0	0	0	0.01	0
Lycopodiella cernua (L.) Pic.Serm.								
Lythraceae	1704	Ph	0.44	0.21	0.2	0	0	0
Diplusodon microphyllus Pohl								
Malpighiaceae	1633	Ph	1.28	0.08	1.69	0.3	0	0.33
Byrsonima variabilis A.Juss.								
Heteropterys campestris A.Juss.	1787	Ph	0.28	0.17	0.2	0	0	0
Heteropterys escalloniifolia A.Juss.	1671	Ph	0.07	0.01	0.06	0	0	0
Heteropterys sp.	2062	Ph	0	0	0	0.2	0.15	0.56
Malvaceae	1896	Ch	0	0	0	0.03	0.01	0.03
Sida linifolia Cav.								
Melastomataceae	1684	Ph	0	0	0.02	0	0	0
Acisanthera variabilis (Mart. & Schrank) Triana								
Cambessedesia hilariana (Kunth) DC.	1831	Ch	0	0	0	0.06	0.09	0.05
Clidemia urceolata DC.	2206	Ph	0	0	0	3.85	6.05	4.35
Leandra aurea (Cham.) Cogn.	1583	Ph	0	0	0.02	0	0	0
Leandra australis (Cham.) Cogn.	1709	Ph	0.84	0.42	1.48	1.63	0	0
Leandra dendroides (Naudin) Cogn.	2021	Ph	0	0.05	0.02	0	0	0
Leandra foveolata (DC.) Cogn.	1977	Ph	0	0	0	0	0.06	0
Miconia albicans (Sw.) Triana	1530	Ph	0	0	0	0.21	0.37	0.63
Miconia corallina Spring	1794	Ph	0	0	0.08	0	0	0.03
Miconia ligustroides (DC.) Naudin	1703	Ph	0	0	0.4	0	0	0.1
Miconia stenostachya DC.	1873	Ph	0	0	0	0.02	0.03	0.05
Microlicia crenulata (DC.) Mart.	1551	Ph	0	0.32	0	0	0	0
Microlicia fulva (Spreng.) Cham.	1964	Ph	0	0.02	0	0	0.11	0
Microlicia graveolens DC.	1883	Ph	0	0	0	0.2	0.29	0.04
Tibouchina gardneriana (Triana) Cogn.	1550	Ph	0.02	0.03	0.05	0	0	0
Tibouchina heteromalla (D.Don) Cogn.	1367	Ph	4.25	2.16	1.61	0.31	0.37	1.64
Trembleya laniflora (D.Don) Cogn.	1922	Ph	0	0	2.7	0.31	0.06	0.05

Voucher: Collect number of MCTB Messias; LF = Life-form; Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas.

Table 1. Continued...

Family/Species	Voucher	LF	Itabirite			Quartzite		
			ISG	IPG	IWS	QSG	QPG	QWS
Trembleya parviflora (D. Don) Cogn.	1976	Ph	0	0	0	0	0.26	0.15
Trembleya sp.	1572	Ph	0	0	0.03	0	0	0
Myrsinaceae	1436	Ph	0	0	0	0	0.59	0.81
Myrsine coriacea (Sw.) R.Br. *ex* Roem. & Schult.								
Myrsine emarginella Miq.	2166	Ph	0	0	0.1	0	0	0
Myrsine gardneriana A.DC.	1971	Ph	0	0	0	0	0.2	0.08
Myrsine venosa A.DC.	2051	Ph	0	0	0	0	0.5	0.1
Myrtaceae	1683	Ph	0.2	0	0.12	0	0	0
Blepharocalyx salicifolius (Kunth) O.Berg.								
Calyptranthes cordata O.Berg	1544	Ph	0	0.2	0.4	0	0	0
Eugenia punicifolia (Kunth) DC.	1778	Ph	0	0	0	0	0.19	0
Myrcia amazonica DC.	2075	Ph	0	0	0	0.06	0	1.95
Myrcia eriocalyx DC.	1789	Ph	0	0.22	0.23	0	0	0
Myrcia multiflora (Lam.) DC.	1531	Ph	0	0	0	0.1	0.32	1.09
Myrcia mutabilis (O.Berg) N.Silveira	1489	Ph	0.15	0	0	0	0	0
Myrcia pulchra (O.Berg) Kiaersk.	2254	Ph	0.36	1.5	1.85	0	0	0
Myrcia splendens (Sw.) DC.	1659	Ph	0.5	0.63	0.09	0.1	0.44	1.15
Myrcia subavenia (O.Berg.) N.Silveira	1649	Ph	0	0	0.08	0	0	0
Myrcia venulosa DC.	1869	Ph	0.5	0	1.55	0	0	0.03
Myrciaria floribunda (H.West *ex* Willd.) O.Berg	1850	Ph	0	0	0	0.3	0.22	0.1
Myrciaria glanduliflora (Kiaersk.) Mattos & D.Legrand	2076	Ph	0	0	0	0	0	0.26
Ochnaceae	2050	Ph	0	0	0	0	0	0.05
Ouratea grandifolia (Planch.) Engl.								
Ouratea semiserrata (Mart.& Nees) Engl.	1638	Ph	0	0.03	0.14	0	0	0
Sauvagesia erecta L.	1927	Ch	0	0	0	0	0.07	0.03
Orchidaceae	1426	He	0.5	0.12	0.1	0.77	0.01	0.03
Acianthera teres (Lindl.) Borba								
Cleistes metallina (Barb.Rodr.) Schltr.	2089	Cr	0	0	0	0	0	0.01
Coppensia blanchetii (Rchb.f.) Campacci	1810	He	0.05	0.04	0.05	0	0	0
Cranichis candida (Barb.Rodr.) Cogn.	2357	He	0	0	0	0	0	0.01
Epidendrum martianum Lindl.	1807	He	0.02	0.01	0.02	0	0	0.01
Epidendrum secundum Jacq.	1772	He	0.03	0.05	0.05	0.15	0.01	0.09
Habenaria secundiflora Barb.Rodr.	2091	Cr	0	0	0	0	0	0.01
Hoffmannseggella caulescens (Lindl.) H.G.Jones	1300	He	0.2	0.13	0.07	0	0	0
Hoffmannseggella cinnabarina (Batem. *ex* Lindl.) H.G.Jones	1301	He	0.07	0.04	0.05	0.61	0	0.03
Hoffmannseggella crispata (Thunb.) H.G.Jones	2131	He	0.16	0.04	0.04	0	0	0
Nitidocidium gracile (Lindl.) F.Barros & V.T.Rodrigues	1742	He	0.02	0.03	0.01	0	0	0
Veyretia rupicola (Garay) F.Barros	2137	Cr	0.01	0.04	0	0	0	0
Passifloraceae	1460	Li	0.01	0.02	0.01	0	0	0
Passiflora villosa Vell.								
Peraceae	2049	Ph	0	0	0.5	0	0.39	1.75
Pera glabrata (Schott) Poepp. *ex* Baill.								
Phyllanthaceae	1373	Ch	0	0.01	0	0.17	0.03	0.04
Phyllanthus klotzschianus Müll.Arg.								
Phyllanthus roselus (Müll.Arg.) Müll.Arg.	1375	Th	0	0	0	0.02	0	0.04
Phytolaccaceae	1511	Th	0.01	0.01	0.01	0	0	0
Microtea paniculata Moq.								

Voucher: Collect number of MCTB Messias; LF = Life-form; Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas.

Table 1. Continued...

Family/Species	Voucher	LF	Itabirite			Quartzite		
			ISG	IPG	IWS	QSG	QPG	QWS
Poaceae	2042	He	0	0	0	0	0.07	0.07
Andropogon bicornis L.								
Andropogon leucostachyus Kunth	1588	He	0	0.02	0	0	0	0
Andropogon selloanus (Hack.) Hack.	1935	He	0	0	0	0.04	0.06	0.04
Andropogon virgatus Desv.	1947	He	0	0	0	0	0.05	0.03
Apochloa poliophylla (Renvoize & Zuloaga) Zuloaga & Morrone	1566	He	5.67	5.66	3.02	1.9	0.08	0.94
Aristida torta (Nees) Kunth	1884	He	0	0	0	0.09	0.1	0.08
Axonopus capillaris (Lam.) Chase	1907	He	0	0	0	0.01	0.02	0
Axonopus laxiflorus (Trin.) Chase	1623	He	1.13	0.52	0.59	0.76	0.03	6.54
Axonopus scoparius (Flüggé) Kuhlm.	1445	He	0	0	0	0	0.01	0
Axonopus siccus (Nees) Kuhlm.	1852	He	0.5	1.54	0.21	0.26	0.14	0.08
Dichantelium sciurotoides (Zuloaga & Morrone) Davidse	2037	He	0	0	0	0	0	0.06
Echinolaena inflexa (Poir.) Chase	1863	He	0	0	0	2.41	11.9	9.1
Eragrostis rufescens Schrad. *ex* Schult.	1929	He	0	0	0	0	0.01	0
Eragrostis solida Nees	1892	He	0	0	0	0.01	0.02	0.03
Ichnanthus bambusiflorus (Trin.) Döll	1467	He	0.02	0.54	0.26	0	0	0.04
Otachyrium versicolor (Döll) Henrard	1949	He	0	0	0	0	0.07	0.12
Panicum pseudisachne Mez	1672	He	0.04	0.04	0.64	0.03	0.03	0.08
Panicum wettsteinii Hack.	1549	He	0	0.65	0.62	0.02	0	0
Parodiophyllochloa penicillata (Nees *ex* Trin.) Zuloaga & Morrone	2060	He	0	0	0	0	0	0.02
Paspalum coryphaeum Trin.	2084	He	0	0	0	0	0	0.01
Paspalum hyalinum Nees *ex* Trin.	1909	He	0	0	0	0	0.09	0
Paspalum lineare Trin.	1878	He	0	0	0	0.04	0.02	0.01
Paspalum multicaule Poir.	1897	He	0	0	0	0.01	0	0
Paspalum pilosum Lam.	1921	He	0	0	0	0.03	0.12	0.08
Paspalum polyphyllum Nees	1999	He	0	0	0	0.09	0.02	0.04
Schizachyrium sanguineum (Retz.) Alston	1961	He	0.25	0.35	0.02	0.02	0.07	0.02
Schizachyrium tenerum Nees	1916	He	1.29	0.61	0.23	0.05	0.01	0.16
Sporobolus metallicolus Longhi-Wagner & Boechat	1931	He	0	0	0	0	0.03	0.09
Polygalaceae	2041	Ch	0	0	0	0	0	0.01
Polygala cuspidata DC.								
Polygala oleifolia A.St.-Hil. & Moq.	1661	Ch	0	0	0.05	0	0	0
Polygala galioides Poir.	1887	Th	0	0	0	0.03	0.08	0.04
Polygala paniculata L.	1888	Th	0	0	0	0.03	0.06	0.03
Polygonaceae	1438	Ph	1.35	4.75	3.2	0	0.1	0.03
Coccoloba acrostichoides Cham.								
Coccoloba scandens Casar.	2011	Li	0	0	0	0	0.23	0.1
Polypodiaceae	1679	He	0	0	0.01	0	0	0
Pleopeltis hirsutissima (Raddi) de la Sota								
Pteridaceae	1798	He	0.01	0.03	0.04	0.01	0	0
Doryopteris ornithopus (Hook. & Baker) J.Sm.								
Pellaea crenata R.M.Tryon	1717	He	0	0	0.01	0	0	0
Rubiaceae	1866	Ph	0	0.07	0.08	0.02	0	0.15
Alibertia rotunda (Cham.) K.Schum.								
Augusta longifolia (Spreng.) Rehder	1574	Ph	0	0	0.01	0	0	0

Voucher: Collect number of MCTB Messias; LF = Life-form; Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas.

Table 1. Continued...

Family/Species	Voucher	LF	Itabirite			Quartzite		
			ISG	IPG	IWS	QSG	QPG	QWS
Borreria poaya (A.St.-Hil.) DC.	1627	Ch	0	0	0	0	0	0.02
Borreria sp.	2086	Ch	0	0	0	0	0	0.01
Coccocypselum condalia Pers.	2094	Ch	0	0	0.05	0	0.01	0.06
Declieuxia fruticosa (Willd. *ex* Roem. & Schult.) Kuntze	1540	Ch	0.01	0.03	0	0	0	0
Ferdinandusa sp.	1690	Ph	0	0	0.01	0	0	0
Mitracarpus hirtus (L.) DC.	1904	Ph	0	0	0	0.01	0	0
Palicourea sp.	2266	Ph	0	0	0	0	0	0.02
Psychotria hoffmannseggiana (Willd. *ex* Schult.) Müll.Arg.	2048	Ph	0	0	0	0	0	0.08
Psychotria pleiocephala Müll.Arg.	2068	Ph	0	0	0	0	0	0.01
Psychotria vellosiana Benth.	1581	Ph	0	0	0.02	0	0	0.02
Psyllocarpus laricoides Mart. *ex* Mart. & Zucc.	1402	Ch	0.14	0.08	0.05	0.11	0	0.08
Remijia ferruginea (A.St.-Hil.) DC.	1385	Ph	0	0	0.05	0	0	0
Rutaceae	2103	Ph	0	0	0	0.08	0	0
Dictyoloma vandellianum A. Juss.								
Sapindaceae	1492	Ph	0.08	0	0	0	0	0
Matayba marginata Radlk.								
Serjania gracilis Radlk.	2036	Li	0	0	0	0	0	0.11
Selaginellaceae	2082	He	0	0.01	0	0	0	0.01
Selaginella sp.								
Siparunaceae	2054	Ph	0	0	0	0	0	0.79
Siparuna poeppigii (Tul.) A.DC.								
Smilacaceae	2020	Li	0	0	0	0.01	0	0
Smilax minarum A.DC.								
Solanaceae	1776	Th	0	0	0	0.05	0.01	0.02
Schwenckia americana Rooyen *ex* L.								
Styracaceae	1811	Ph	0	0.03	0.08	0	0	0
Styrax maninul B.Walln.								
Velloziaceae	1881	He	0	0	0	0.08	0	0
Barbacenia flava Mart. *ex* Schult. & Schult.f.								
Vellozia compacta Mart. *ex* Schult. & Schult.f.	1845	Ph	46	19	9.3	3.65	0	0.6
Vellozia graminea Pohl	1736	He	0.01	0.14	0.09	0	0	0
Verbenaceae	1480	Ph	0.02	0.04	0.04	0	0	0
Lantana fucata Lindl.								
Lantana trifolia L.	1557	Ph	0	0.02	0	0	0	0
Lippia hermannioides Cham.	1762	Ph	0.05	0.08	0	0	0	0
Lippia origanoides Kunth	1450	Ph	0.44	0.41	0	0	0	0
Lippia rubiginosa Schauer	1536	Ph	0.1	0.5	0.22	0	0	0
Stachytarpheta glabra Cham.	1945	Ph	0.71	0.23	0.31	0.97	0.07	0.14
Vochysiaceae	2067	Ph	0	0	0	0	0	0.08
Callisthene major Mart. & Zucc.								
Vochysia emarginata (Vahl) Poir	2149	Ph	0	0	0.28	0	0	0
Xyridaceae	1966	He	0	0	0	0	0.02	0
Xyris sp.1								
Xyris sp.2	1942	He	0	0	0	0	0.04	0.01
Xyris sp.3	1860	He	0	0	0	0.08	0.08	0.09
Xyris sp.4	2087	He	0	0	0	0	0.02	0.01
Xyris sp.5	1951	He	0	0	0	0	0.04	0.01

Voucher: Collect number of MCTB Messias; LF = Life-form; Ph = phanerophyte; He = hemicryptophyte; Cr = cryptophyte; Ch = chamaephyte; Th = therophyte; ISG = Grasslands in sloped areas, with bare itabirite rocks, near the mountain summit; IPG = Grasslands on the itabirite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; IWS = Woody savannas in the lower and/or concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the itabirite areas; QSG = Grasslands in sloped areas, with bare quartzite rocks, near the mountain summit; QPG = Grasslands on the quartzite plateaus, in the middle of the slope, with no more than a 10% inclination; QWS = Woody savannas in the lower and concave parts of the slopes, in valleys or depressions of the quartzite areas.

Table 2. Comparison among the life-form spectra of quartzite and itabirite rocky outcrop sites.

Spectra	DF	X^2	P
Floristic vs. frequency	4	7.63	> 0.106
Floristic vs. vegetational	4	271.23	< 0.001
Frequency vs. vegetational	4	413.8	< 0.001
Floristic spectra among the different habitats	20	23.07	> 0.285
Frequency spectra among the different habitats	20	98.74	< 0.001
Vegetational spectra among the different habitats	20	152.46	< 0.001

DF = Degrees of freedom, X^2 = Chi-square value.

areas showed a significant difference in their vegetational spectra ($X^2 = 80.3$, d.f. = 4, $p < 0.001$). The dominance of phanerophytes was greater and the hemicryptophytes was lesser in the itabirite habitats. The woody savannas, in both lithologies, have a greater dominance of phanerophytes and a lesser dominance of hemicryptophytes when compared with the grasslands. The vegetational spectra for both kinds of grasslands in the itabirite areas (ISG, IPG) differed from that of the woody savannas in the same lithology (IWS). The grasslands on the quartzitic plateaus (QPG) were different from QWS by the same pattern. However, the vegetational spectrum in QSG did not show the same standard and isn't statistically different from QWS. The greatest hemicryptophyte dominance among all the studied habitats was found at QPG. Grasslands with bare rocks on itabirite (ISG) differed significantly ($p < 0.05$) from the plateaus with the same lithology (IPG), mainly due to the greater proportion of hemicryptophytes. ISG also showed a significant difference from QSG, explained by a greater phanerophyte dominance, followed by a lesser dominance of hemicryptophytes and chamaephytes in ISG. The plateaus with *canga* (IPG) showed the least hemicryptophyte dominance of all the grasslands.

By analyzing all the studied habitats together, the floristic and frequency spectra did not differ significantly from each other ($X^2 = 7.63$, $p > 0.106$) and both were different from the vegetational one ($X^2 = 271.23$, $p < 0.001$ and $X^2 = 413.8$, $p < 0.001$ respectively) (Table 2).

Phanerophytes are usually Magnoliopsida, except for *Vellozia compacta* and *Barbacenia flava,* while the hemicryptophytes are mainly Liliopsida, from the Poaceae family (Table 1).

Discussion

The most counted life-forms (phanerophyte and hemicryptophyte) were the same in all the biological spectra but with different patterns of variation. Phanerophytes, chamaephytes and hemicryptophytes are generally well represented in the biological spectra of Brazilian rocky outcrops: ferruginous (Jacobi et al. 2007, Jacobi & Carmo 2008, Mourão & Stehmann 2007); quartzitic (Alves & Kolbek 2009, Conceição & Giulietti 2002, Conceição & Pirani 2005, Conceição et al. 2007a); granitic (Caiafa & Silva 2005); and nepheline-syenite (Ribeiro et al. 2007). A small proportion of therophytes was also found in the biological spectra of other rocky outcrop sites (Conceição & Pirani 2005, Jacobi et al. 2007, Meirelles et al. 1999, Ribeiro & Medina 2002, Ribeiro et al. 2007). Bazzaz & Morse (1991) related that therophytes are expected to become dominant where growing conditions are so adverse that the probability of survival until the second year becomes very small. However, unfavorable growing conditions for part of the year do not hinder the occurrence of perennials, as they favor selection by other strategies, such as dormant structures that enable species to survive in harsh conditions. Therophytes usually dominate in some of the driest and coldest environments of the world (Harrison et al. 2010). Environmental constraints in rocky outcrops might not have been extreme enough to favor the strategy of the therophytes. Ribeiro & Medina (2002) suggested that the lack of therophytes in rocky outcrops is due to the difficulty they have to complete their cycle in this harsh environment within the favorable season. According to Ribeiro et al. (2007), therophytes may be rare due to a combination of short growing seasons and low nutrient budgets on rock surfaces that preclude rapid establishment and growth. This is reinforced by the observation that after an extensive wildfire in a rocky outcrop site in Rio de Janeiro, many therophytes established and flowered in large numbers (Ribeiro 2002). According to this author, this was probably due to an input of usually limiting nutrients, mainly phosphorous, that triggered the germination, establishment and growth of annual species.

Some quartzite-sandstone rocky outcrops in *Chapada Diamantina* showed a higher proportion of chamaephytes than phanerophytes (Conceição & Giulietti 2002, Conceição et al. 2007a). However, the authors used the Raunkiaer system adapted by Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), where the height separating chamaephytes and phanerophytes is 25 cm higher. In addition, the species height depends on the environmental conditions. One of the kinds of chamaephytes is the woody, erect subshrubs, with all the characteristics of phanerophytes, except size (Adamson 1939). Some species are facultative shrubs, that is, they are trees under more favorable conditions (Cain 1950). Porto & Silva (1989) pointed out that the high level of some toxic metals might cause dwarfness. It may explain how a species like *Tibouchina heteromalla*, usually present in *campos rupestres* surveys, varies from 0.3 m to almost 2 m tall.

The hemicryptophytes are mainly represented by grasses (e.g. *Apochloa poliophylla, Axonopus siccus, A. laxiflorus, Echinolaena inflexa* and *Schizachyrium tenerum*), sedges (e.g. *Lagenocarpus rigidus* and *Rhynchospora* spp.), Orchidaceae and Bromeliaceae species. The grasses and sedges occur in pools of soil, surrounded by bare rocks, or in the sandy, sharp soil in the quartzitic plateaus or valleys. Orchidaceae and Bromeliaceae are mainly epilythic species showing vegetative reproduction. Some species considered hemicryptophytes in this work e.g. *Epidendrum secundum* and *Coppensia blanchetii* were considered chamaephytes by Conceição & Giulietti (2002). Even though species can appear with different life-forms in different environments, Allan (1937) emphasized the lack of a sharp boundary between chamaephytes and hemicryptophytes and Hagerup (1930) discussed the difficulty of categorizing many short-lived perennials. The environmental constraints resulting from drought and water logging might explain the high dominance of hemicryptophytes in rocky outcrops. They are mainly from Liliopsida, having a fasciculate root system, occupying the superficial layer of the soil. Because the upper layer of the soil contains more organic matter, during the dry season, it has a higher water holding capacity, while on the other hand, during the rainy season, it has a greater oxygen level than the lower ones. It may explain the fact that in the quartzitic plateaus, with poor drainage, hemicryptophytes are more dominant. Besides this, there are other anatomic adaptations favoring monocots in wetlands, as described by Visser et al. (2000).

The floristic spectrum shows more about richness in each life-form than the vegetational feature of each environment. There was not any significant difference in the floristic spectra of the different studied habitats, where all the species had the same mean. However, the biological spectra exhibited differences when the species were weighted by a measure of frequency or coverage. It shows that the usefulness of biological spectra is enhanced by adding quantitative data concerning the species. The floristic and frequency spectra were not significantly different, but both differed statistically from the vegetational one. These results evidenced that the frequency evaluation did not add any significant value to the species list used to construct the biological spectra. Raunkiaer (1934) suggested frequency as a descriptor because of the difficulty of counting the individuals of some species. Even though frequency is a measure of abundance, it is influenced by the spatial distribution of individuals (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) and its relationship with density is logarithmic (Greig-Smith 1983). Frequency is an accurate estimation of density only if there is a random spatial distribution of the individuals, which is not common for plant species, being biased for rare or very common species or for those with clumped distribution (Greig-Smith 1983). According to this author, the advantage of frequency assessment is simply the facility and quickness with which it is obtained. Since density is difficult to obtain in field work for herbaceous communities, some authors have used coverage (Conceição & Giulietti 2002, Conceição & Pirani 2005, 2007, Conceição et al. 2007a, b, Wikum & Shanholtzer 1978). According to Cain (1950), coverage data seems perhaps the most useful, since it is more independent of sample-plot size than are density and frequency. Another advantage of cover as a quantitative measure is that nearly all plant life-forms, from trees to mosses, can be evaluated by the same parameter and thereby in comparable terms (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Moreover, this evaluation requires only one third to one fifth of the time used for field work (Wikum & Shanholtzer 1978), compared with density methods.

Thus, the vegetational spectrum, where the species were weighted by coverage, was quite distinct from the floristic one and provided a more accurate description of the vegetational physiognomy. The proportion of phanerophytes and hemicryptophytes was greater than the other life-forms, which were very reduced when weighted by their dominance. Since the individual biomass is greater for the phanerophyte species, they were more important in the vegetational spectrum. The hemicryptophytes, which usually have vegetative reproduction, showed more individuals forming dense mats. So, the most important contribution to the coverage is given by density. The greater dominance of phanerophytes in itabirite may be explained by the higher occurrence of narrow vertical fissures in the rocks that permit the rooting of taller species and also by the higher level of some nutrients (Vincent & Meguro 2008). In addition, the higher dominance of *Vellozia compacta* (a phanerophyte which showed the highest coverage among all the species) in ferruginous *campos rupestres*, may be associated with tolerance to high levels of heavy metals and drought (Jacobi et al. 2007). These conditions are usually present in the sharp-rock soils as described by Conceição et al. (2007a), Jacobi et al. (2007), Meguro et al. (1977), Meirelles et al. (1997) and Owoseye & Sanford (1972) and are still harsher in ferruginous soils. This species only grows among rock outcrops, which occur in higher proportion in ferruginous *campos rupestres*, and is absent in quartzite plateaus where bare rocks are rare. Alves & Kolbek (2010) related that mechanically unstable sandy soils, like those found in the quartzitic plateaus, can be unavailable for the longevous, shrubby species of *Vellozia*.

Quartzitic and ferruginous rocky outcrops have similar floristic but quite different vegetational spectra. The greatest difference between the two lithologies was found in the plateau habitats. The greatest dominance of hemicryptophytes covering the sharp, sandy soil was found in the quartzitic plateaus, while in the itabirite plateaus (IPG), the spectrum presented the smallest occurrence of hemicryptophytes among the grasslands. Viana & Lombardi (2007) also mentioned a lesser occurrence of Poaceae in this kind of environment compared to other kinds of ferruginous rocky outcrops. Phanerophytic shrubs with sclerophyll leaves, common in areas with outcrops like IPG, can extract water from dry soils at low water potential and are typically long-lived. Their high construction costs are amortized over a number of years, but their photosynthetic capacity is low because of internal shading within the leaves and/or high mesophyll resistance to CO_2 diffusion (Lloyd et al. 1992). This feature means that sclerophylls can dominate in some dry environments, such as the grasslands with outcrops, but do not compete effectively in wetter ones like the QPG.

The woody savannas, in both lithologies, have a greater dominance of phanerophytes and lesser dominance of hemicryptophytes when compared with the grasslands, which is probably due to the thicker soil that favors the establishment of shrubs or small trees. On the other hand, the lesser dominance of hemicryptophytes may be explained by the high competitiveness of the phanerophyte species. In itabirite areas, both kinds of grassland presented differences when compared to the woody savannas (IWS). The vegetational spectrum in QSG did not show the same pattern and is not statistically different from QWS. However, the most dominant phanerophytes in grasslands are nanophanerophytes, mainly represented by *Vellozia compacta,* while in QWS, more microphanerophytes were found, varying from 0.7 to 3 m, with shrubs of different specimens of Myrtaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Annonaceae, Siparunaceae and others.

The vegetational spectrum would be applied when the aim of the research is the ecological knowledge of the vegetation, rather than the flora of a given site. Cain (1950) suggested that some measure of the relative dominance of each species in the community would provide the most significant data. The vegetational spectra found in these sites fit between phanerophytic and hemicryptophyte. According to Raunkiaer (1934), a phanerophytic climate is typical of the warm humid tropics, while the hemicryptophytic phytoclimate corresponds to a cold-humid climate, typical of high latitudes or high altitudes. The applicability of Raunkiaer's system for tropical communities has been criticized by Sarmiento & Monasterio (1983) because its assumption that the constraint on plant growth is low winter temperatures, which is clearly not a significant issue in these communities. Batalha & Martins (2002) discussed the value of the phytoclimate concept when applied to *cerrado* vegetation, suggesting that water stress, water logging, fire, oligotrophism or aluminum toxicity can be similar to low winter temperatures. Thus, the use of Raunkiaer's system is not only possible, but recommended, when investigating factors, other than climate, that shape the vegetational physiognomy.

The biological spectra of the Brazilian rock outcrop vegetation seem to be somewhat consistent, with phanerophytes and/or chamaephytes and hemicryptophytes always being the most represented classes and with a lack of therophytes. The rather distinct individual differences can be also correlated, in very general terms, with the characteristics of the flora in surrounding areas (Adamson 1939); being the southern portion of Espinhaço Range influenced by the *Cerrado* and the northern one by the *Caatinga* (Viana & Filgueiras 2008). These differences can also be due to the different life-form classification systems used or the plasticity of the height of most species.

Although limited to a small rocky outcrop site, this study did not corroborate Raunkiaer's statement that the frequency spectrum is a good assessment of life-form distribution in plant communities. In addition, the frequency spectrum was not significantly different

from the floristic one. Thus, for these reasons the frequency spectrum is not suggested in studies of rocky outcrop sites. Similarly to that described by Batalha & Martins (2004) for *cerrado* sites, the floristic spectrum is suggested, if working in sufficiently large areas because it could provide an indication of the prevailing phytoclimate. On the other hand, the vegetational spectrum is recommended for small-area analysis, because it provides a detailed description of the physiognomy related with ecological factors. This data analysis supports the suitability of the use of coverage to solve the difficulty of counting individuals in order to construct the vegetational spectra in rocky outcrop sites.

Since the vegetational spectra are different in the different ferruginous rocky outcrop habitats this feature must be considered in the rehabilitation of mining areas. One of the most recent reclamation practices is a topographic reconstruction of mined-out pits, using overburden and spoil material (Griffith & Toy 2001). Even though this improves the aesthetic view, it could inhibit the reestablishment of the microhabitats described by Jacobi et al. (2007) in ferruginous rocky outcrops. In addition, revegetation projects using a "green carpet" approach, mainly with fast-growing grasses, could give rise to changes in the structure of the vegetation, through hemicryptophyte competitiveness, inhibiting the reestablishment of the natural proportion of life-form groups. Within long-term reclamation project, it is important to consider the life-form proportions as well as the successional dynamics of the community in order to have an efficient restoration of the environmental services of these areas.

Conclusion

Not only lithology but other aspects of the environment, like geomorphology, influence the distribution of plant life-forms in rocky outcrop habitats. This makes the definition "High Altitude Rupestrian Complex" (Semir 1991, Benites et al. 2003) more appropriate as a phytogeographic description of the rocky outcrop of the Espinhaço Range. Phanerophytes and hemicryptophytes were the life-forms with a higher coverage in the studied areas. The ferruginous *campos rupestres* have higher phanerophyte and lower hemicryptophyte coverages than the quartzite ones. The lower and/or concave parts of the slopes have a greater phanerophyte and a lesser hemicryptophyte dominance than the two other geomorphologic habitats with grasslands. The floristic and frequency spectra did not differ from each other, but both differed from the vegetational one. The vegetational spectrum was more efficient for the studied rocky outcrop comparison. This study will support the development of restoration projects of *campos rupestres* by improving the knowledge of flora composition, structure and function.

Acknowledgments

We would like to thank to SAMARCO S.A. for permitting this research, FAPEMIG, for the financial support CRA – APQ-00601-08, Jorge L. Silva, Auria Tonaco and Eduardo Ataíde for field assistance and also the taxonomists for species identifications: C. Kameyama (Acanthaceae); A. Lobão (Annonaceae); A. Rapini (Apocynaceae); M. Nadruz (Araceae); A.M. Teles (Asteraceae); R.S. Araujo (Bignoniaceae); R. Forzza (Bromeliaceae); M. Kirizawa (Dioscoreaceae), M. Trovó and P. Sano (Eriocaulaceae); M.I.B. Loyolla (Erythroxylaceae); I. Cordeiro (Euphorbiaceae, Phyllanthaceae and Gentianaceae); A.O. Araujo (Gesneriaceae); A. Quinet (Lauraceae); P.C.B. Souza (Lentibulariaceae); E. Miranda (Loganiaceae); V.F. Dutra (Leguminosae); C.H.R. Paula (Loranthaceae); T.B. Cavalcanti (Lythraceae); M. Bovini (Malvaceae); R. Romero and J. Baungratz (Melastomataceae); M.F. Freitas (Myrsinaceae); M. Sobral (Myrtaceae). C. Van den Berg and J.A.N. Batista (Orchidaceae); L. Bernacci (Passifloraceae); M.S. Marchioretto (Phytollacaceae); A.L. Peixoto (Siparunaceae); J.F. Pastore (Polygalaceae); W. Marcondes-Ferreira (Polygonaceae); P.L. Viana (Poaceae); L.C.N. Melo and J.E. Casarino (Pteridophyta); M.S. Ferrucci (Sapindaceae); J.R. Stehmann (Solanaceae); R. Andreata (Smilacaceae); F.O.Souza-Buturi (Styracaceae), M.F. Salimena (Verbenaceae); R. Mello-Silva (Velloziaceae).

References

ADAMSON, R.S. 1939. The classification of life-forms of plants. Bot. Rev. 5(10):546-561. http://dx.doi.org/10.1007/BF02868932

ALLAN, H.H. 1937. A consideration of the "biological spectra" of New Zealand. J. Ecol. 25(1):116-152. http://dx.doi.org/10.2307/2256338

ALVES, R.J.V. & KOLBEK, J. 2009. Summit vascular flora of Serra de São José, Minas Gerais, Brazil. Check List 5(1):35-73.

ALVES, R.J.V. & KOLBEK, J. 2010. Vegetation strategy of *Vellozia crinita* (Velloziaceae). Biologia 65(2):254-264. http://dx.doi.org/10.2478/s11756-010-0005-y

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Bot. J. Linn. Soc.161(2):105-121. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x

BATALHA, M.A. & MARTINS, F.R. 2002. Biological spectra of cerrado sites. Flora 197(6):452-460.

BATALHA, M.A. & MARTINS, F.R. 2004. Floristic, frequency and vegetation life-form spectra of a cerrado site. Braz. J. Biol. 64(2):203-209. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000200004

BAZZAZ, F.A. & MORSE, S.R. 1991. Annual plants: potential responses to multiple stresses. In Response of plants to multiple stresses (H.A. Mooney, W.E. Winner & E.J. Pel, eds.). Academic Press, London, p. 283-305.

BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. 3nd ed. Blackwell, Oxford.

BENITES, V.M., CAIAFA, A.N., MENDONÇA, E.S., SCHAEFER, C.E. & KER, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. Floresta Ambient. 10(1):76-85.

BENITES, V.M., SCHAEFER, C.E.G.R., SIMAS, F.N.B. & SANTOS, H.G. 2007. Soil associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. Rev. Bras. Bot. 30(4):569-577. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400003

CAIAFA, N.A. & SILVA, A.F. 2005. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais - Brasil. Rodriguesia 56(87):163-173.

CAIN, S.A. 1950. Life-forms and phytoclimate. Bot. Rev. 16(1):1-32. http://dx.doi.org/10.1007/BF02879783

CONCEIÇÃO, A.A. & GIULIETTI, A.M. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Hoehnea 29(1):37-48.

CONCEIÇÃO, A.A., GIULIETTI, A.M. & MEIRELLES, S.T. 2007a. Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzito-arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Acta Bot. Bras. 21(2):335-347.

CONCEIÇÃO, A.A. & PIRANI, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. Bol. Bot. 23(1):85-111.

CONCEIÇÃO, A.A. & PIRANI, J.R. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. Rodriguesia 58(1):193-206.

CONCEIÇÃO, A.A, PIRANI, J.R. & MEIRELLES, S.T. 2007b. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of "Chapada Diamantina", Northeast Brazil. Rev. Bras. Bot. 30(4):641-656.

GAFF, D.F. 1977. Desiccation tolerance vascular plants of Southern Africa. Oecologia 31(1):95-109. http://dx.doi.org/10.1007/BF00348713

GAFF, D.F. 1987. Desiccation tolerant plants in South America. Oecologia 74(1):133-136. http://dx.doi.org/10.1007/BF00377357

GIULIETTI, A.M. & PIRANI, J.R. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, 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.39-69.

GREIG-SMITH, P. 1983. Quantitative plant ecology. 3nd ed. Blackwell, Oxford.

GRIFFITH, J. & TOY, T.J. 2001. Evolution in revegetation of iron-ore mines in Minas Gerais State, Brazil. Unasylva 52(1):9-15.

HAGERUP, O. 1930. Étude des types biologiques de Raunkiaer dans la flore autour de Tombouctou. K. Dan. Vidensk. Selsk. Skr. 9(4):1-116.

HARLEY, R.M. & SIMMONS, N.A. 1986. Florula of Mucugê, Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. Royal Botanic Gardens, Kew.

HARRISON, S.P., PRENTICE, I.C., BARBONI, D., KOHFELD, K.E., NI, J. & SUTRA, J.P. 2010. Ecophysiological and bioclimatic foundations for a global plant functional classification. J. Veg. Sci. 21(2):300-317. http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01144.x

JACOBI, C.M. & CARMO, F.F. 2008. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. Megadiversidade 4(1-2):24-32.

JACOBI, C.M., CARMO, F.F., VINCENT, R.C. & STEHMANN, J.R. 2007. Plant communities on ironstone outcrops - a diverse and endangered Brazilian ecosystem. Biodivers. Conserv. 16(7):2185-2200. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8

LOMOLINO, M.V., RIDDLE, B.R. & BROWN, J.H. 2005. Biogeography. 3 ed. Sinauer Associate Inc., Sunderland.

LOYD, J., SYVERTSEN, J.P., KRIEDEMANN, P.E. & FARQUHAR, G.D. 1992. Low conductances for CO2 diffusion from stomata to the sites of carboxylation in leaves of woody species. Plant Cell Environ. 15(8):873-899. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3040.1992.tb01021.x

MEGURO, M., JOLY, C.A. & BITTENCOURT, M.M. 1977. Stress hídrico e alguns aspectos do comportamento fisiológico em *Xerophyta plicata* Spreng. Velloziaceae. Bol. Bot. 5(1):27-42.

MEGURO, M., PIRANI, J.R., GIULIETTI, A.M. & MELLO-SILVA, R. 1994. Phytophysiognomy and composition of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. Rev. Bras. Bot. 17(2):149-166.

MEIRELLES, S.T., MATTOS, E.A. & SILVA, A.C. 1997. Potential desiccation tolerant vascular plants from Southeastern Brazil. Pol. J. Environ. Stud. 6(4):17-21.

MEIRELLES, S.T., PIVELLO, V.R. & JOLY, C.A. 1999. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. Environ. Conserv. 26(1):10-20. http://dx.doi.org/10.1017/S0376892999000041

MERA, A.G., HAGEN, M.A. & ORELLANA, J.A.V. 1999. Aerophyte, a new life form in Raunkiaer's classification? J. Veg. Sci. 10(1):65-68.

MOURÃO, A. & STEHMANN, J.R. 2007. Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais, Brasil. Rodriguesia 58(4):775-786.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. 2nd ed. John Willey & Sons, New York.

NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. 2nd ed. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

OWOSEYE, J.A. & SANFORD, W.W. 1972. An ecological study of *Vellozia schnitzleinia*, a drought-enduring plant of northern Nigeria. J. Ecol. 60(3):807-817. http://dx.doi.org/10.2307/2258567

POREMBSKI, S. & BARTHLOTT, W. 2000. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. Plant Ecol. 151(1):19-28. http://dx.doi.org/10.1023/A:1026565817218

POREMBSKI, S., BARTHLOTT, W., DÖRRSTOCK, S. & BIEDINGER, N. 1994 Vegetation of rock outcrops in Guinea: granite inselbergs, sandstone table mountains and ferricretes - remarks on species numbers and endemism. Flora 189(4):315-326.

POREMBSKI, S., MARTINELLI, G., OHLEMÜLLER, R. & BARTHLOTT, W. 1998. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in the Brazilian Atlantic rainforest. Divers. Distrib. 4(3):107-119. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.00013.x

PORTO, M.L. & SILVA, M.F.F. 1989. Tipos de vegetação metalófila em áreas da Serra de Carajás e de Minas Gerais. Acta Bot. Bras. 3(1):13-21.

QUEIROZ, L.P., SENA, T.S.N. & COSTA, M.J.S.L. 1996. Flora vascular da Serra da Jibóia, Santa Terezinha, Bahia. I: O campo rupestre. Sitientibus 15(1):27-40.

RAUNKIAER, C. 1934. The life forms of plants and statistical geography. Claredon Press, Oxford.

RIBEIRO, K.T. 2002. Estrutura, dinâmica e funcionalidade em comunidades rupícolas no Planalto do Itatiaia. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

RIBEIRO, K.T. & MEDINA, B.M.O. 2002. Estrutura, dinâmica e biogeografia das ilhas de vegetação sobre rocha do Planalto do Itatiaia, RJ. Bol. Parq. Nac. Itatiaia 10(1):1-84.

RIBEIRO, K.T., MEDINA, B.M.O. & SCARANO, F.R. 2007. Composição de espécies e relações biogeográficas da flora sobre afloramentos rochosos no Planalto do Itatiaia, SE do Brasil. Rev. Bras. Bot. 30(4):623-639. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400008

ROSIÈRE, C.A. & CHEMALE JUNIOR, F. 2000. Itabiritos e minérios de ferro de alto teor do Quadrilátero ferrífero – uma visão geral e discussão. Geonomos 8(2):27-43.

SARMIENTO, G. & MONASTERIO, M. 1983. Life forms and phenology. In Ecosystems of the world: tropical savannas (F. Bourliére, ed.). Elsevier, Amsterdam, p. 79-108.

SEMIR, J. 1991. Revisão taxonômica de Lychnophora Mart. (Vernoniaeae: Compositae). Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA, M.F.F. 1991. Análise florística da vegetação que cresce sobre canga hematítica em Carajás - Pará (Brasil). Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi, Bot. 7(1):79-105.

VIANA, P.L. & FILGUEIRAS, T.S. 2008. Inventário e distribuição geográfica das gramíneas (Poaceae) na Cadeia do Espinhaço, Brasil. Megadiversidade 4(1-2):99-116.

VIANA, P.L. & LOMBARDI, J.A. 2007. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. Rodriguesia 58(1):159-177.

VINCENT, R.C. 2004. Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

VINCENT, R.C. & MEGURO, M.M. 2008. Influence of soil properties on the abundance of plants species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. Rev. Bras. Bot. 31(3):377-388. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042008000300002

VISSER, E.J.W., COLMER, T.D., BLOM, C.W.P.M. & VOESENEK, C.J. 2000. Changes in growth, porosity and radical oxygen loss from adventitious roots of selected mono- and dicotyledonous wetland species with contrasting types of aerenchyma. Plant Cell Environ. 23(11):1237-1245. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-3040.2000.00628.x

WESTHOFF, V. & MAAREL, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In Classification of plant communities (R.H. Whittaker, ed.). Dr. W. Junk, Netherlands, p. 289-374.

WIKUM, D. & SHANHOLTZER, G. 1978. Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. Environ. Manage. 2(4):323-329. http://dx.doi.org/10.1007/BF01866672

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4nd ed. Prentice Hall, New Jersey.

Recebido em 08/09/2010
Versão reformulada recebida em 29/01/2011
Publicado em 27/04/2011

Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do Estado de Pernambuco, Brasil

Carlos Eduardo Aguiar Soares [1] & Lourdes Maria Abdu Elmoor-Loureiro [2,3]

[1]Laboratório de Ecologia, Universidade Católica de Brasília - UCB,
QS 7, Lote 1, Bloco M, n. 329, CEP 70966-700, Taguatinga, DF, Brasil
[2]Laboratório de Zoologia, Universidade Católica de Brasília - UCB,
QS 7, Lote 1, Bloco M, n. 331, CEP 70966-700, Taguatinga, DF, Brasil
[3]Autor para correspondência: Lourdes Maria Abdu Elmoor-Loureiro, e-mail: lourdes@ucb.br

SOARES, C.E.A. & ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **An updated checklist of Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) from Pernambuco State, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?short-communication+bn00711022011.

Abstract: The present study aimed to identify the Cladocera species present in 15 samples of zooplankton, taken occasionally between 1981 and 2001, from the Counties of Recife, Jaboatão dos Guararapes, Paulista e Escada (state of Pernambuco, Brazil). In total, 32 species were reported; 10 of them represent first records, which increased to 51 the number of species known to occur in Pernambuco state. The highest cladoceran species richness was observed in water bodies where macrophytes were more abundant and with more samples available.
Keywords: *zooplankton, cladocerans, Brazilian Northeast.*

SOARES, C.E.A. & ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do estado de Pernambuco, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?short-communication+bn00711022011.

Resumo: O presente trabalho buscou identificar as espécies de Cladocera em um lote de 15 amostras de zooplâncton, coletadas ocasionalmente entre os anos de 1981 a 2001, nos municípios pernambucanos de Recife, Jaboatão dos Guararapes, Paulista e Escada. Foram observadas 32 espécies de Cladocera, sendo que 10 delas são registradas pela primeira vez em Pernambuco, elevando para 51 o número de espécies listadas para este estado. A maior riqueza de espécies de Cladocera foi observada em corpos d'água com maior presença de macrófitas e com maior número de amostras disponíveis.
Palavras-chave: *zooplâncton, cladóceros, Nordeste do Brasil.*

Introdução

Os primeiros conhecimentos sobre a fauna de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do estado de Pernambuco datam do final da década de 1930 e devem-se a atuação do Dr. Otto Schubart, pesquisador do Instituto Agronômico de Pesquisas (Esteves 1998). Além de investigar a fauna ictiológica da região, Schubart colecionou grande número de amostras, de diversos grupos taxonômicos, que foram enviadas para especialistas. No caso dos cladóceros, esta atividade resultou nas primeiras listas de espécies para a região Nordeste do Brasil (Brehm & Thomsen 1936, Brehm 1937, 1938, Schubart 1938, 1942).

Considerando-se revisões taxonômicas posteriores, estima-se que este levantamento pioneiro resultou em uma lista de 36 espécies de cladóceros para Pernambuco (cf. Elmoor-Loureiro 1998).

A avaliação da numerosa lista de localidades amostradas por Schubart mostra que estão concentradas, em sua maioria, próximo à costa pernambucana, portanto, na região hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental (Brasil 2003). O restante do estado de Pernambuco pertence à região hidrográfica do São Francisco, pouco representada neste primeiro levantamento faunístico.

Somente cerca de 50 anos depois, novos estudos fazem referência aos cladóceros de Pernambuco (Neumann-Leitão et al. 1989, Crispim & Watanabe 2000, Elmoor-Loureiro 2004, Paranaguá et al. 2005, Almeida et al. 2009, Elmoor-Loureiro et al. 2009, Dantas et al. 2009), com o acréscimo de seis espécies à lista já existente. Também se ampliou o número de localidades amostradas dentro da região hidrográfica do São Francisco.

Mesmo com o incremento dos estudos verificado nos últimos anos, o conhecimento da biodiversidade de Cladocera de Pernambuco está longe de ser considerado adequado, havendo extensas áreas ainda não inventariadas.

Os cladóceros são importantes constituintes da fauna de ambientes lênticos, contribuindo significativamente para a dinâmica de energia nesses ecossistemas (Sa-ardrit & Beamish 2005). São sensíveis a variações sutis do ambiente e respondem a níveis baixos de contaminantes (De Eyto et al. 2002, Ferdous & Muktadir 2009), o que os qualifica como bons bioindicadores. Contudo, para isso, faz-se necessário o conhecimento de sua distribuição e ecologia (De Eyto et al. 2002), o que ainda não se verifica para o estado de Pernambuco ou mesmo para todo o Brasil.

Contribuindo para ampliar o conhecimento sobre a ocorrência e distribuição dos Cladocera, o presente trabalho buscou identificar as espécies presentes em um lote de amostras de zooplâncton, coletadas no estado de Pernambuco, entre os anos de 1981 e 2001.

Material e Métodos

Foram analisadas 15 amostras qualitativas de zooplâncton, provenientes de Recife e municípios próximos, coletadas de modo não sistemático, entre os anos de 1981 e 2001 (Tabela 1, Figura 1), por L.M.A. Elmoor-Loureiro.

As amostras foram coletadas com rede de plâncton (malha entre 80 e 100 μm), lançada a partir da margem; quando um banco de macrófitas achava-se presente, a rede era passada por entre as plantas, sendo amostrado, além do zooplâncton verdadeiro, exemplares da fauna associada a macrófitas. A fixação foi realizada com formalina 4%.

Para identificação dos Cladocera, as amostras foram analisadas, sob microscópio estereoscópico, em sua totalidade ou, quando a densidade era elevada, em sub-amostras até que o número de espécies se estabilizasse, respeitando-se um mínimo de 50 indivíduos (adaptado de Elmoor-Loureiro 2007). A identificação em nível específico foi realizada com auxílio de microscópio óptico, com contraste de fase (Axiolab Zeiss).

Resultados

No total das amostras, 32 espécies foram registradas, sendo que destas, 10 representam primeira ocorrência para o estado de Pernambuco (Tabela 2): *Pseudosida ramosa* (Daday 1904)*, Sarsilatona serricauda* (Sars 1901)*, Bosmina freyi* De Melo & Hebert 1994, *Bosmina hagmanni* Stingelin, 1904*, Coronatella monacantha* (Sars, 1901), *Alonella clathratula* Sars, 1896*, Chydorus pubescens* Sars, 1901*, Dunhevedia colombiensis* Stingelin 1913, *Ephemeroporus hybridus* (Daday 1905) e *Notoalona sculpta* (Sars 1901).

A localidade com o maior número de espécies foi o Açude de Dois Irmãos (REC2) com 18 espécies, seguido pelo Açude de Apipucos (REC1) com 15 e o Engenho de Camaçari (ESCD) com sete (Tabela 2).

A maioria das espécies observadas pertencem à Família Chydoridae (50,0%), seguida pelos membros da Família Macrothricidae (15,6%), típicos habitantes da zona litorânea.

Discussão

O conhecimento sobre a fauna de Cladocera no Brasil é ainda limitado (Elmoor-Loureiro 2000). Mesmo em regiões em que se verifica um maior esforço de amostragem, como em São Paulo, novos registros de ocorrência não são incomuns (por exemplo, Santos-Wisniewski et al. 2001, 2008).

Apesar de que vários corpos d'água tenham sido amostrados no estado de Pernambuco (cf. Figura 3 em Elmoor-Loureiro, 2000), certamente o inventário ainda é incompleto. Desse modo, um pequeno número de amostras analisadas no presente trabalho forneceu dez novos registros de ocorrência para o estado, elevando para 51 o número total de espécies conhecidas, o que representa um aumento de cerca de 20%.

À exceção de *Dunhevedia colombiensis*, os novos registros de ocorrência correspondem a espécies de ampla distribuição no Brasil (Elmoor-Loureiro 1998). Já *D. colombiensis*, observada no Açude de Apipucos (Recife), é uma espécie que conta com apenas um registro de ocorrência no país, no estado do Rio de Janeiro (Lopes et al. 2006).

Além da inclusão de novas espécies, feita por este estudo e por diversos autores (Crispim & Watanabe 2000, Paranaguá et al. 2005, Elmoor-Loureiro et al., 2009), a presente lista (Tabela 2) apresenta algumas diferenças em relação à previamente disponível para o estado de Pernambuco (Elmoor-Loureiro 2000). Em grande parte, trata-se de alterações taxonômicas posteriores, como é o caso de: *Alona ossiani* Sinev, 1998, membro neotropical do complexo *Alona affinis* (Sinev 1998); *Anthalona verrucosa* (Sars, 1901), antes citada nos gêneros *Biapertura* e *Alona* (Van Damme et al. 2011); *Alonella dadayi* Birge, 1910, transferida do gênero *Disparalona* (cf. Smirnov 1996); *Karualona muelleri* (Richard 1897), membro sul-americano do complexo *Alona karua* (Sinev & Hollwedel 2005); *Leberis davidi* (Richard 1895), transferida do gênero *Alona* (Sinev et al. 2005); *Macrothrix elegans* Sars, 1901, membro neotropical do grupo *Macrothrix triserialis* (Dumont et al. 2002).

Macrothrix spinosa King, 1853 achava-se na lista de espécies de Pernambuco (Elmoor-Loureiro 2000). Originalmente, Brehm (1937) havia reportado a presença de *M. squamosa*. Mais tarde, esta espécie foi posta em sinonímia com *M. spinosa* (cf. Smirnov 1992). Contudo, as evidências de não cosmopolitismo no gênero *Macrothrix* recomendam tratar as duas espécies como separadas até que esta questão seja melhor investigada (Elmoor-Loureiro 2007). Os exemplares observados no presente estudo concordam com a descrição de *M. squamosa.*

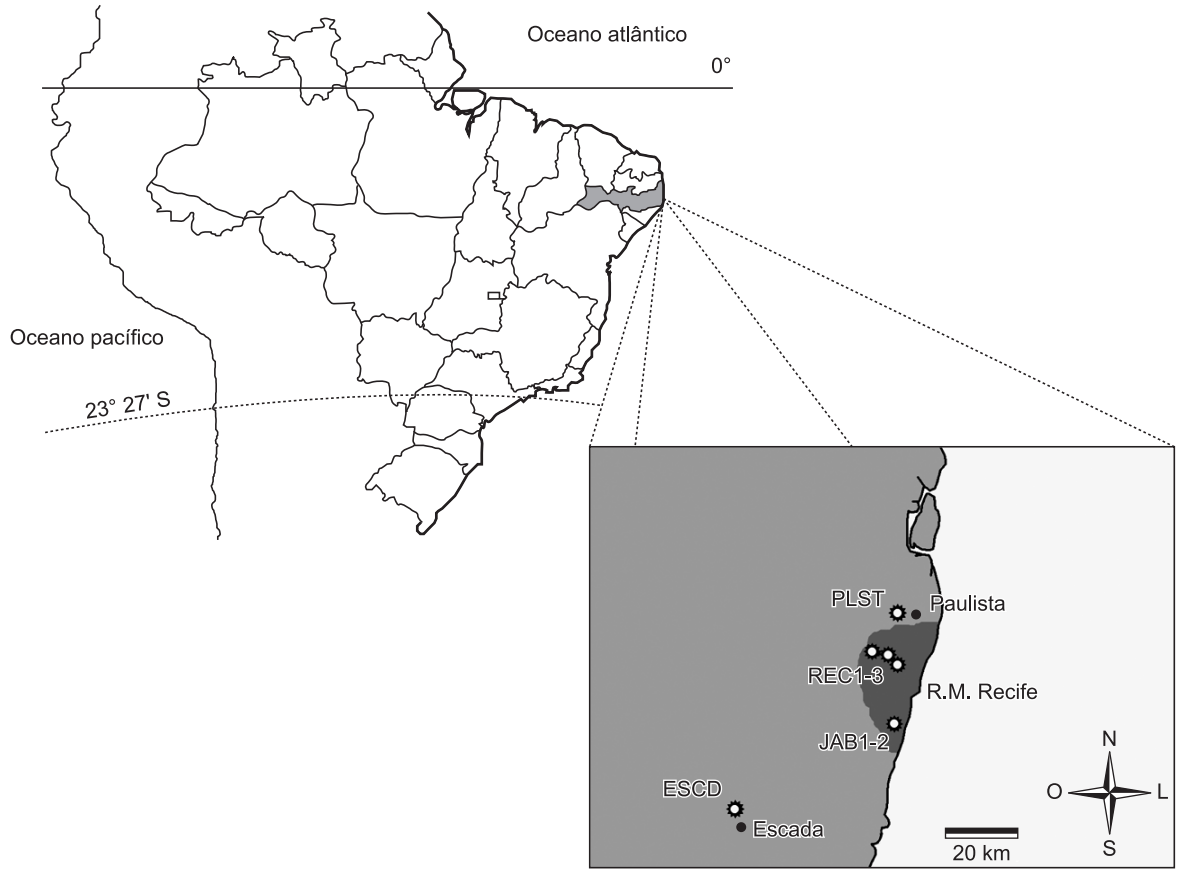


Figura 1. Localização esquemática dos corpos d'água amostrados, na região metropolitana (R.M.) de Recife e arredores. REC1-3: Município de Recife (REC1 - Açude Dois Irmãos; REC2 - Açude de Apipucos; REC3 - Tanque da Praça de Casa Forte); JAB1-2: Município de Jaboatão dos Guararapes (JAB1 - Tanques do Labaratório de Oceanografia , UFPE; JAB2 - alagado próximo à praia de Piedade); ESCD: Açudes do Engenho Camaçari, Município de Escada; PLST: Lagoa do Sitio do Pica-pau Amarelo, Município de Paulista.

Figure 1. Schematic localization of the water bodies sampled in the metropolitan region of Recife (R.M. Recife) and vicinity. REC1-3: County of Recife (REC1 - Dois Irmãos reservoir; REC2 - Apipucos reservoir; REC3 – pool at Casa Forte Square); JAB1-2: County of Jaboatão dos Guararapes (JAB1 – pool at the Oceanography Laboratory, UFPE; JAB2 - swamp near Piedade Beach); ESCD: Engenho Camaçari reservoirs, County of Escada; PLST: pond at Sitio do Pica-pau Amarelo, County of Paulista.

Tabela 1. Amostras coletadas nos municípios de Recife, Jaboatão dos Guararapes, Paulista e Escada, no estado de Pernambuco. – Macrófitas ausentes; *presença de macrófitas aquáticas no local de coleta.

Table 1. Samples taken from Recife, Jaboatão dos Guararapes, Paulista, and Escada Counties, Pernambuco state. – Macrophytes absent; *macrophytes present at the sampling site.

	Local de amostragem	Coordenada	Datas	Presença de macrófitas
REC1	Açude de Apipucos, Recife	8° 1' 16.6" S; 34° 55' 59" O	04/03/198;24/06/1991; 14/02/1998;17/01/2000; 07/09/2001	***
REC2	Açude de Dois Irmãos, Recife	8° 00' 51" S; 34° 56' 47.7" O	04/03/1981; 17/01/2000 (duas amostras nesta data)	***
REC3	Tanque da Praça de Casa Forte, Recife	8° 2' 4.3" S; 34° 55' 10.6" O	04/03/1981; 24/06/1991	-
JAB1	Tanques do Lab. Oceanografia - UFPE, Jaboatão dos Guararapes	8° 9' S; 34° 54' O	27/02/1981	*
JAB2	Alagado - Praia de Piedade, Jaboatão dos Guararapes	8° 9' S; 34° 54' O	04/03/1981	**
PLST	Lagoa, clube Sítio do Pica-pau Amarelo, Paulista	7° 56' S; 34° 52' O	16/07/1987	-
ESCD	Engenho Camaçari, Escada (três açudes amostrados)	8° 19' S; 35° 14' O	23/12/1989	*

Tabela 2. Lista de espécies de Cladocera do estado de Pernambuco, com base no presente estudo (localidades indicadas como na Tabela 1) e na literatura (A - Brehm & Thomsen 1936; B - Brehm 1937; C - Brehm 1938; D - Schubart 1938; E - Schubart 1942; F - Neumann-Leitão et al. 1989; G - Elmoor-Loureiro 1998; H - Crispim & Watanabe 2000; I - Elmoor-Loureiro 2004; J - Paranaguá et al. 2005; K - Almeida et al. 2009; L - Elmoor-Loureiro et al. 2009; M - Dantas et al. 2009).

Table 2. Cladocera species list of Pernambuco state, based on the present study (localities indicated as in Table 1) and on literature (A - Brehm & Thomsen 1936; B - Brehm 1937; C - Brehm 1938; D - Schubart 1938; E - Schubart 1942; F - Neumann-Leitão et al. 1989; G - Elmoor-Loureiro 1998; H - Crispim & Watanabe 2000; I - Elmoor-Loureiro 2004; J - Paranaguá et al. 2005; K - Almeida et al. 2009; L - Elmoor-Loureiro et al. 2009; M - Dantas et al. 2009).

	Presente estudo							Ocorrência na literatura
	REC1	REC2	REC3	JAB1	JAB2	PLST	ESCD	
Sididae								
Diaphanosoma brevireme Sars, 1901	x	-	-	-	-	-	-	B, D, E, G
Diaphanosoma spinulosum Herbst, 1967	x	-	-	-	-	-	-	F, G, H, J, K, M
Latonopsis australis Sars, 1888	-	x	-	-	-	-	-	B, E, G
Penilia avirostris Dana, 1852	-	-	-	-	-	-	-	J
Pseudosida ramosa (Daday, 1904)	-	x	-	-	-	-	-	-
Sarsilatona serricauda (Sars, 1901)	-	-	-	-	x	-	-	-
Moinidae								
Moina micrura Kurz, 1874	x	-	x	-	-	x	x	A, B, C, D, E, F, G, J, K, M
Moina minuta Hansen, 1899	-	-	-	-	-	-	-	E, G, H
Moinodaphnia macleayi (King, 1853)	x	-	-	-	-	-	x	B, C, D, E, G
Daphniidae								
Ceriodaphia cornuta Sars, 1886	x	-	-	-	-	-	-	A, B, C, D, E, F, G, H, J, K, M
Daphnia gessneri Herbst, 1967	-	-	-	-	-	-	-	H, K
Simocephalus acutirostratus King, 1853	-	-	-	-	-	-	-	B, C, E, G
Simocephalus latirostris Stingelin, 1906	-	-	-	-	-	-	-	B, E, G
Simocephalus vetulus (O.F. Müller, 1776)	-	-	-	-	-	-	-	B, C, D, E, G
Bosminidae								
Bosmina freyi De Melo & Hebert, 1994	x	-	-	-	-	-	x	-
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	x	-	-	-	-	-	x	-
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	-	-	-	-	-	x	-	H
Ilyocryptidae								
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	x	x	-	x	-	-	-	B, C, E, G, H, I, J
Macrothricidae								
Grimaldina brazzai Richard, 1892	-	-	-	-	x	-	-	B, E, G, H
Macrothrix elegans Sars, 1901	-	x	-	-	x	-	-	B, C, D, E, G
Macrothrix paulensis (Sars, 1900)	-	x	-	-	-	-	-	E, G
Macrothrix squamosa Sars, 1901	-	x	-	-	-	-	-	B, D, E, G, H
Streblocerus sp	-	-	-	-	-	-	-	H
Chydoridae								
Alona glabra Sars, 1901	x	-	-	x	-	x	-	A, D, E, G
Alona ossiani Sinev, 1998	-	-	-	-	-	-	-	B, E, G
Alona poppei Richard, 1897	-	x	x	-	-	-	-	B, E, G
Anthalona verrucosa (Sars, 1901)	-	x	-	-	-	-	x	B, C, D, E, G, H
Alonella clathratula Sars, 1896	-	x	-	-	-	-	-	-
Alonella dadayi Birge, 1910	-	x	-	-	-	-	-	A, B, C, E, G
Chydorus eurynotus Sars, 1901	-	-	-	-	-	-	-	A, B, C, D, E, G, H
Chydorus pubescens Sars, 1901	-	x	-	x	x	-	-	-
Chydorus cf. sphaericus	-	-	-	-	-	-	-	C, E, G
Coronatella monacantha (Sars, 1901)	-	x	-	-	-	-	x	-
Dadaya macrops (Daday, 1898)	-	-	-	-	-	-	-	C, E, G
Disparalona hamata (Birge, 1879)	-	-	-	-	-	-	-	B, E, G
Dunhevedia colombiensis Stingelin, 1913	x	-	-	-	-	-	-	-
Dunhevedia odontoplax Sars, 1901	-	x	-	-	-	-	-	C, E, G
Ephemeroporus barroisi (Richard, 1894)	-	-	-	-	-	-	-	J
Ephemeroporus hybridus (Daday, 1905)	-	x	-	-	-	-	-	-
Euryalona brasiliensis Brehm & Thonsem, 1936	x	-	-	-	-	-	-	A, D, D, E, G, M

Tabela 2. Continuação...

	Presente estudo							Ocorrência na literatura
	REC1	REC2	REC3	JAB1	JAB2	PLST	ESCD	
Euryalona orientalis (Daday, 1898)	-	-	-	-	-	-	-	E, G
Karualona mulleri (Richard, 1897)	x	x	-	-	-	-	-	B, C, E, G, H
Leberis davidi (Richard, 1895)	-	-	-	-	-	-	-	A, B, C, D, E, G
Leydigia ipojucae Brehm, 1938	-	-	-	-	-	-	-	C, E, G
Leydigia schubarti Brehm & Thonsem, 1936	-	-	-	-	-	-	-	A, B, C, E, G
Leydigiopsis brevirostris Brehm, 1938	-	-	-	-	-	-	-	E, G
Leydigiopsis curvirostris Sars, 1901	x	x	-	-	-	-	-	A, D, E, G, H
Leydigiopsis ornata Daday, 1905	-	-	-	-	-	-	-	B, E, G
Notoalona sculpta (Sars, 1901)	-	x	-	-	-	-	-	-
Oxyurella longicaudis (Birge, 1910)	x	x	-	-	-	-	x	A, B, C, E, G, H
Parvalona parva (Daday, 1905)	x	-	-	-	-	-	-	L

Uma outra diferença em relação à lista de espécies anterior está na substituição de *Alona cambouei* Guerne & Richard 1893 e *Alona pulchella* King, 1853 por *Alona glabra* Sars 1901. A revisão deste grupo de espécies (Sinev 2001a, 2001b) mostrou que elas ocorrem em diferentes continentes e que as diferenças entre elas estão em características sutis; no Brasil, a espécie presente é *A. glabra*.

Os resultados do presente trabalho mostraram maior número de espécies nos Açudes de Apipucos e Dois Irmãos, o que decorre, em parte, pelo maior número de amostras analisadas para estas localidades (cinco e três, respectivamente – Tabela 1). Outro fator que pode ter contribuído para maior riqueza é a heterogeneidade espacial gerada pela maior presença de macrófitas aquáticas nestes dois açudes. A vegetação litorânea, proporciona grande diversidade de habitats (Nogueira et al. 2003), disponibilizando condições e recursos variados para a colonização por um maior número de espécies.

A composição de espécies observada nestes corpos d'água corrobora a idéia de que a presença do banco de macrófitas teve efeito positivo no aumento da riqueza. De fato, verifica-se que a maior parte das espécies registradas são típicos membros da fauna associada a macrófitas, como é o caso de *Latonopsis autralis*, *Pseudosida ramosa*, *Moinodaphnia macleayi, Ilyocryptus spinifer* (Sousa et al. 2009) e das espécies de Chydoridae e Macrothricidae (Elmoor-Loureiro 2007).

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Católica de Brasilia e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (projeto 555288/2006-4) pelo suporte financeiro.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, V.L.S., DANTAS, E.W., MELO-JÚNIOR, M., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. & MOURA, A.N. 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. Braz. J. Biol. 69(1): 57-65. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000100007

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional De Recursos Hídricos - CNRH. 2003. Divisão Hidrográfica Nacional. Resolução nº 32. http://www.cnrh-srh.gov.br/delibera/resolucoes/R032.htm (último acesso em 07/01/2010).

BREHM, V. 1937. Brasilianische Cladoceren gesammelt von Dr. O. Schubart. Zweiter Bericht. Int. Rev. Gesamten. Hydrobiol. Hydrogr. 35:497-512.

BREHM, V. 1938. Dritter Bericht über die von Dr. O. Schubart in Brasilien gesammelten Onychura. Zool. Anz. 122:94-103.

BREHM, V. & THOMSEN, R. 1936. Brasilianische Phyllopoden und Arguliden gesammelt von Herrn Dr. O. Schubart. Zool. Anz. 116:211-218.

CRISPIM, M.C. & WATANABE, T. 2000. Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do Rio São Francisco: 1 - Zooplâncton. Acta limnol. bras. 12:93-103.

DANTAS, E.W., ALMEIDA, V.L.S., BARBOSA, J.E.L., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. & MOURA, A.N. 2009. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplanctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. Iheringia, Ser. Zool. 99(2):132-141.

DE EYTO, E., IRVINE, K. & FREE, G. 2002. The use of members of the Family Chydoridae (Anomopoda, Branchiopoda) as an indicator of lake ecological quality in Ireland. Biol. Environ. 102B:81-91.

DUMONT, H.J., SILVA-BRIANO, M. & SUBHASH BABU, K.K. 2002. A re-evaluation of the *Macrothrix rosea-triserialis* group, with the description of two new species (Crustacea: Anomopoda: Macrothricidae). Hydrobiologia 467:1-44. http://dx.doi.org/10.1023/A:1014933227259

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 1998. Branhiopoda. Freshwater Cladocera. In Catalogue of Crustacea of Brazil (P.S. Young, ed.). Museu Nacional, Rio de Janeiro, p.15-41.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 2000. Brazilian cladoceran studies: where do we stand? Náuplius 8:117-131.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 2004. Morphological abnormalities in the cladoceran *Ilyocryptus spinifer* (Apipucos reservoir, Pernambuco state, Brazil). Braz. J. Biol. 64:53-58. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000100007

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 2007. Phytophilous cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from Paraná River Valley, Goiás, Brasil. Rev. Bras. Zool. 24(2):344-352. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000200012

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. & ROCHA, O. 2009. New records of *Parvalona parva* (Daday, 1905) (Crustacea, Anomopoda, Chydoridae) from Brazil, with description of the male. Rev. Bras. Zool. 26:369-373.

ESTEVES, F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.

FERDOUS, Z. & MUKTADIR, A.K.M. 2009. A Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. Am. J. Appl. Sci. 6(10):1815-1819.

LOPES, P.M., ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. & BOZELLI, R.L. 2006. First record of *Dunhevedia colombiensis* Stingelin, 1913 (Crustacea, Anomopoda, Chydoridae) from Brazil. Braz. J. Biol. 66(4):1141-1142. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000600023

NEUMANN-LEITÃO, S., PARANHOS, J.D.N. & DE SOUZA, F.B.V.A. 1989. Zooplâncton do Açude de Apipucos, Recife, PE (Brasil). Arq. Biol. Tecnol. 32:803-821.

NOGUEIRA, M.G., GEORGE, D.G. & JORCIN, A. 2003. Estudo do zooplâncton em zonas litorâneas lacustres: um enfoque metodológico. In Ecótonos nas interfaces dos Ecossistemas Aquáticos (R. Henry, ed.). Editora Rima, São Carlos, p.83-127.

PARANAGUÁ, M.N., NEUMANN-LEITÃO, S., NOGUEIRA-PARANHOS, J.D., SILVA, T.A. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2005. Cladocerans (Branchiopoda) of a tropical estuary in Brazil. Braz. J. Biol. 65(1):107-115. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842005000100015

SA-ARDRIT, P. & BEAMISH, F.W.H. 2005. Cladocera, diversity, abundance and habitat in a Western Thailand stream. Aquat. Ecol. 39:353-365.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., ROCHA, O. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2001. First record of *Alona setigera* Brehm (Cladocera, Chydoridae) in the Neotropical Region. Braz. J. Biol. 61(4):701-702. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842001000400022

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., ROCHA, O., GUNTZEL, A.M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. Species richness and geographic distribution of the genera *Chydorus* and *Pseudochydorus* (Cladocera, Chydoridae) in São Paulo State. Biota Neotrop. 8(1):21-23.

SCHUBART, O. 1938. Considerações sobre as investigações nas águas de Pernambuco. Arch. Inst. Pesqui. Agron. Pernamb. 1:26-57.

SCHUBART, O. 1942. Fauna do Estado de Pernambuco e estados limítrofes: segunda lista. Bol. Mus. Nac., Zool. 14/17:21-64.

SINEV, A.Y. & HOLLWEDEL, W. 2005. Translocation of *Alona muelleri* Richard, 1897 into the genus *Karualona* Dumont & Silva-Briano, 2000 (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). Arthropoda Selecta 14(2):93-101.

SINEV, A.Y. 1998. *Alona ossiani* sp. n., a new species of the *Alona affinis* complex from Brazil, deriving from the collection of G.O. Sars (Anomopoda: Chydoridae). Arthropoda Selecta 7(2):103-110.

SINEV, A.Y. 2001a. Separation of *Alona cambouei* Guerne & Richard, 1893 from *Alona pulchella* King, 1853 (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). Arthropoda Selecta 10(1):5-18.

SINEV, A.Y. 2001b. Redescription of *Alona glabra* Sars, 1901, a South American species of the *pulchella*-group (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). Arthropoda Selecta 10(4):273-280.

SINEV, A.Y., VAN DAMME, K. & KOTOV, A.A. 2005. Redescription of tropical-temperate cladocerans *Alona diaphana* King, 1853 and *Alona davidi* Richard, 1895 and their translocation to *Leberis* Smirnov, 1989 (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae). Arthropoda Selecta 14(3):183-205.

SMIRNOV, N.N. 1992. The Macrothricidae of the world. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

SMIRNOV, N.N. 1996. Cladocera: The Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

VAN DAMME, K., SINEV, A.Y. & DUMONT, H.J. 2011. Separation of Anthalona gen.n. from Alona Baird, 1843 (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda): morphology and evolution of scraping stenothermic alonines. Zootaxa 2875: 1-64.

Recebido em 20/01/2010
Versão reformulada recebida em 06/02/2010
Publicado em 14/04/2011

Estudo do componente arbóreo de dois trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP)

Eliana Ramos[1,4], Roseli Buzanelli Torres[2], Renato Ferraz de Arruda Veiga[2] & Carlos Alfredo Joly[3]

[1]Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil
[2]Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento Jardim Botânico, Centro de Recursos Genéticos Vegetais – IAC, Av. Barão de Itapura, 1481, CEP 13020-902, Campinas, SP, Brasil
[3]Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil
[4]Autor para correspondência: Eliana Ramos, e-mail: elianaramos.bio@gmail.com

RAMOS, E; TORRES, R.B.; VEIGA, R.F.A. & JOLY, C.A. **Study of the arboreal component in two areas of the Submontane Rainforest in Ubatuba, São Paulo State**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn02411022011

Abstract: We studied the floristic composition and structure of the arboreal component (trees, palms and ferns with DBH equal to or greater than 4.8 cm) of two plots of Lower Montane Rain Forest in Ubatuba, SP, one with a history of selective logging and the other more preserved. We sampled 50 families, 114 genera and 193 species (four undetermined). The richest families were Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Melastomataceae and Sapotaceae. In the disturbed plot we sampled 104 species, 72 genera and 39 families, and in the more preserved area, 152 species, 98 genera and 43 families. There were differences in species richness, in the prevalence of their succesional status and in the structure of the areas, and the multivariate analysis allowed recognition of two floristic blocks. Among all species, 33 were exclusive of the first plot and 95 were exclusive of the second plot. Almost half of the species (45%) occurred with only one or two individuals and 29 have some degree of rarity. Five species are in the category of vulnerable in the List of brazilian plant species threatened of extinction. The differences observed between the sites studied, as well as the occurrence of rare and endangered species highlight the importance of the conservation of the area.
Keywords: *Atlantic Rainforest, anthropic disturbance, Serra do Mar State Park, Capricórnio Farm, rare species.*

RAMOS, E; TORRES, R.B.; VEIGA, R.F.A. & JOLY, C.A. **Estudo do componente arbóreo de trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP)**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02411022011

Resumo: Neste trabalho foram analisadas a composição florística e a estrutura do componente arbóreo (árvores, palmeiras e fetos arborescentes com DAP igual ou maior que 4,8 cm) de dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submontana, em Ubatuba, SP, um deles com histórico de extração seletiva de madeira e o outro mais preservado. Foram amostradas 50 famílias, 114 gêneros e 193 espécies (quatro indeterminadas). As famílias mais ricas foram Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Melastomataceae e Sapotaceae. No trecho mais perturbado foram amostrados 104 espécies, 72 gêneros e 39 famílias e no mais preservado, 152 espécies, 98 gêneros e 43 famílias. Foram observadas diferenças na riqueza de espécies, na prevalência de suas categorias sucessionais e na estrutura das áreas, e as análises multivariadas permitiram o reconhecimento de dois blocos florísticos. Do total de espécies, 33 foram exclusivas do primeiro trecho e 95 do segundo. Quase metade das espécies (45%) ocorreram com apenas um ou dois indivíduos e 29 apresentam algum grau de raridade. Cinco espécies são vulneráveis segundo a Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. As diferenças observadas entre os trechos estudados, bem como a ocorrência de espécies raras e ameaçadas de extinção evidenciam a importância da conservação da área.
Palavras-chave: *Mata Atlântica, perturbação antrópica, Parque Estadual da Serra da Mar, Fazenda Capricórnio, espécies raras.*

Introdução

A Mata Atlântica é um dos *hotspots* (Myers et al. 2000) mais devastados e ameaçados do planeta (Galindo-Leal & Câmara 2005). No Estado de São Paulo a maior parte da atividade econômica paulista está concentrada em áreas de domínio deste bioma (Food... 2006, Jenkins & Pimm 2006), e os remanescentes florestais mais expressivos estão localizados nas áreas de encosta, atualmente associadas a unidades de conservação como o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), onde há ameaça constante devida a fatores como pressão urbana, implantação de infra-estrutura básica e de desenvolvimento regional, turismo desordenado, extrativismo e caça sistemática, e ocupação por migrantes (São Paulo 2008, Instituto... 2006). Mesmo em uma área protegida, como o PESM, ocorre degradação e perda de habitats e espécies devidas à diminuição de suas áreas de ocorrência (Whitmore 1990; Silva & Casteleti 2005; Hegerl et al. 2007), uma amostra em menor escala do que aconteceu com o estado de São Paulo como um todo, que teve sua cobertura florestal drasticamente reduzida (Kronka et al. 2005).

Neste trabalho a composição florística e a estrutura horizontal do componente arbóreo de dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submontana foram analisadas na Fazenda Capricórnio, Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), no município de Ubatuba (SP), com o propósito de: 1) listar as espécies da flora arbórea; 2) comparar a florística e a estrutura dos trechos entre si; e 3) identificar espécies raras ou ameçadas de extinção.

Material e Métodos

1. Caracterização da área

O estudo foi realizado no município de Ubatuba nas terras da Fazenda Capricórnio, propriedade particular com cerca de 1.220 ha. A área é uma das selecionadas para a realização dos estudos florísticos e fitossociológicos do projeto temático Biota Gradiente Funcional (Joly et al. 2011). Os trechos estudados localizam-se entre as coordenadas 23° 22' 52'' S e 45° 04' 43'' O e entre 23° 22' 25" S e 45° 04' 53" O e, segundo Veloso et al. (1991), enquadram-se na categoria de Floresta Ombrófila Densa Submontana.

A primeira das duas parcelas estudadas (parcela F) abrange áreas que variam dos 80 aos 120 m de altitude, na Fazenda Capricórnio. Alguns locais apresentam grandes clareiras e trepadeiras ocorrem com freqüência, assim como espécies de sub-bosque e abundância de epífitas. Aproximadamente a 900 m de distância fica a outra parcela (parcela H), que localiza-se dos 200 aos 216 m de altitude (Parque Estadual da Serra do Mar), apresenta menos clareiras e menos trepadeiras que o trecho anterior e é levemente mais íngreme. Também ocorrem muitas espécies de sub-bosque e maior abundância de epífitas.

Parte da fazenda, nas menores altitudes, já foi utilizada para a cultura de cacau, com início em 1971. A atividade cacaueira cessou mas os cacaueiros, além das árvores emergentes preservadas na época, foram mantidos, e no local estabeleceu-se vegetação de sub-bosque. Funcionários antigos relatam que as árvores de maior diâmetro com potencial madeireiro foram retiradas para uso e comercialização, sendo a madeira processada em serraria da própria fazenda. A atividade madeireira ocorreu principalmente na parcela F, mais acessível devido à altitude, e onde há evidências dessa atividade. Nas partes mais altas, a extração também ocorreu, porém de forma mais discreta. A exploração de árvores na fazenda cessou em 1982, embora a serraria tenha continuado com suas atividades por mais algum tempo. Atualmente, a Fazenda Capricórnio é considerada um dos pontos turísticos do município de Ubatuba e recebe visitação esporádica de turistas e escolas (sr. Salvador dos Santos, informação pessoal). Há décadas essas matas são alvo de palmiteiros e caçadores, que até hoje exploram a área clandestinamente.

2. Coleta de material botânico e identificação das espécies

O levantamento florístico foi realizado a partir da coleta de material botânico dos indivíduos arbóreos, incluindo palmeiras e fetos arborescentes. A definição das parcelas, os critérios de inclusão, a coleta e identificação do material botânico estão descritos em Joly et al. (2011). As viagens de coleta foram realizadas no período de setembro de 2006 a setembro de 2007 para a parcela F e no período de fevereiro de 2007 a junho de 2008 para a parcela H.

Os procedimentos na identificação do material botânico, distribuição das espécies por famílias e distribuição do material testemunho estão descritas em Joly et al. (2011). Os nomes populares das espécies foram anotados e o material, depois de montado e registrado, foi fotografado para ilustrar uma chave de identificação a partir de caracteres vegetativos.

3. Análises

Para as análises fitossociológicas os parâmetros utilizados estão descritos em Joly et al. (2011). Para as análises multivariadas foi utilizado o programa FITOPAC 2.0 (Shepherd 2009), e foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H') e de eqüabilidade de Pielou (J) (Pielou 1975, Magurran 2004), além de outros parâmetros fitossociológicos usuais, e foram geradas matrizes de ocorrência e de abundância das espécies amostradas em cada parcela, para as análises multivariadas. A diversidade de Shannon (H') dos dois trechos foi comparada por meio do teste *t* modificado, descrito por Poole (1974), utilizando o software PAST versão 1.79 (Hammer et al. 2001), com nível de significância (α) de 5%, e a diversidade entre as áreas foi comparada por meio do teste Mann-Whitney (Zar 1999), uma vez que os dados mostraram-se não-paramétricos após teste da normalidade dos dados (D'Agostino-Pearson, $\alpha = 5\%$), transformação logarítimica em $\log^{10}$ e remoção dos valores extremos (*outliers*) apontados com base nos quartis (Zar 1999).

A área basal dos trechos foi comparada por meio do teste *t* (Zar 1999), após teste de normalidade dos dados (D'Agostino-Pearson, $\alpha = 5\%$), extração dos valores extremos (*outliers*) apontados com base nos quartis (Zar 1999), e emprego do teste R versão 2.9, que apontou a homocedasticidade ou homogeneidade de variância dos dados (Zar 1999). Para seguir com as análises multivariadas, foram verificados os *outliers* e eliminadas nove parcelas tanto da matriz florística binária, quanto da matriz quantitativa (McCune & Mefford 1999). Utilizamos o software PC-ORD versão 4.0 (McCune & Mefford 1999) adotando-se o nível de corte de 2.0 (*default*). Uma análise de agrupamento (*cluster*) pelo método de média de grupo, UPGMA (Sneath & Sokal 1973) foi efetuada a fim de verificar a similaridade florística entre as parcelas. O coeficiente de Jaccard, que exclui a dupla-ausência (0/0), foi empregado. Para a matriz quantitativa, optou-se pelo coeficiente de distância de Bray-Curtis. A Análise de Coordenadas Principais (PCO) foi empregada no FITOPAC 2.0 como método de ordenação, utilizando-se o coeficiente de Jaccard, utilizado na UPGMA. Através da análise TWINSPAN - Two-Way-Indicator-Species-Analysis – foram obtidas as espécies indicadoras para os grupos gerados (Gauch Junior 1982), tanto a partir de dados de presença e ausência das espécies quanto de abundância de indivíduos.

As categorias sucessionais foram consultadas em Brandão et al. (2009), Cardoso-Leite & Rodrigues (2008), Catharino et al. (2006), Dias Neto et al. (2009), Mantovani et al. (2005), Neves & Peixoto (2008), Pinto et al. (2005), Sanchez et al. (1999), Santos et al. (2006), Schorn & Galvão (2006) e na Resolução SMA 08 de 31 de janeiro

de 2008/Anexo (São Paulo 2008). Os biomas de ocorrência das espécies e endemismo foram indicados segundo Forzza et al. (2010); as fisionomias segundo a Resolução SMA 08 de 31 de janeiro de 2008 e Barbosa et al. (2009). As categorias de ameaça foram consultadas na Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (Brasil 2008) e na revisão da Biodiversitas (2010). Não foram consideradas as espécies indeterminadas ou identificadas apenas ao nível de gênero.

A raridade das espécies ocorrentes nos dois trechos foi determinada com base nos critérios propostos por Rabinowitz et al. (1986), que sugerem oito categorias de raridade, onde as espécies podem ser classificadas quanto: 1) ao tamanho da população; 2) à distribuição geográfica; e 3) à especificidade de hábitat. Segundo o conceito de Moreira (2007), que define quatro grupos de densidade, as espécies foram consideradas ocasionais, quando ocorrem com apenas um indivíduo por hectare; comuns, com dois a 10 indivíduos por hectare; constantes, com 11 a 100 indivíduos, e abundantes, com mais de 100. Os resultados foram comparados com outros trabalhos de mesma fisionomia (Campos 2008; Ivanauskas 1997; Lacerda 2001; Silva & Leitão Filho 1982) e com o de Caiafa & Martins (2010), que consideraram um conjunto maior de dados para a Mata Atlântica.

Resultados

Foram amostradas no total 193 espécies (Tabela 1) pertencentes a 50 famílias. Na parcela F foram amostradas 104 espécies, pertencentes a 72 gêneros e 39 famílias. Na parcela H foram amostradas 152 espécies, 98 gêneros e 44 famílias. Do total de espécies amostrado, 67 espécies são comuns às duas áreas, o que equivale a 34,7%. Apesar da proximidade entre os trechos, houve diferença em relação às espécies encontradas - 33 espécies ocorreram com exclusividade no primeiro trecho e 95 somente no segundo.

Na parcela F as famílias mais ricas são Myrtaceae (oito gêneros, 17 espécies), Fabaceae (sete, oito), Lauraceae (seis, sete), Rubiaceae (cinco, sete) e Melastomataceae (três, seis), totalizando 29 gêneros e 45 espécies (43,2% do total de espécies do trecho). Os gêneros mais ricos são *Eugenia* (com seis espécies), seguido de *Alchornea*, *Ocotea*, *Miconia*, *Ficus*, *Marlierea*, *Piper* e *Solanum*, todos com três espécies cada, totalizando 27 espécies, ou 26% do total. Na parcela H destacam-se Rubiaceae (11 gêneros, 18 espécies), Fabaceae (10, 13), Myrtaceae (oito, 32), Sapotaceae (quatro, oito) e Lauraceae e Melastomaceae (quatro, sete), totalizando 41 gêneros e 85 espécies (56% do total), evidenciando que este é o trecho mais rico. Os gêneros mais ricos são *Eugenia*, com 15 espécies, seguido de *Marlierea*, *Mollinedia* e *Pouteria* (cinco), *Miconia* e *Myrci*a (quatro), além de *Bathysa*, *Calyptranthes*, *Cupania*, *Guapira*, *Inga, Maytenus*, *Ocotea*, e *Psychotria,* todos com três espécies cada, totalizando 62 espécies, ou 40,8% do total.

Dentre o material enviado aos especialistas para identificação foram apontadas duas espécies possivelmente novas para a ciência: *Eugenia* sp. e *Miconia* sp., ressaltando a importância de estudos florísticos no conhecimento e caracterização de remanescentes florestais, e evidenciando a necessidade de se preservar áreas como estas que, apesar dos estudos já existentes, ainda abrigam espécies desconhecidas. Foi elaborada uma chave de identificação, com base em caracteres vegetativos, para as 193 espécies amostradas (Eltink et al. 2011), que também encontra-se *on line* (Eltink 2009).

A Tabela 2 apresenta os parâmetros fitossociológicos para a parcela F, onde amostraram-se 1.379 indivíduos, sendo 88,2% árvores, 10% fetos arborescentes, 1,8% palmeiras e 1,9% árvores mortas em pé. A Tabela 3 apresenta os parâmetros fitossociológicos para a parcela H, onde ocorreram 1.528 indivíduos, sendo que 86,4% correspondem a árvores, 13,2% são palmeiras, 0,4% fetos arborescentes e 4,5% árvores mortas em pé. No trecho mais baixo a família mais abundante é Rubiaceae, seguida por Fabaceae, Myrtaceae e Cyatheaceae. No trecho mais alto a família mais abundante também é Rubiaceae, seguida por Myrtaceae, Arecaceae e Monimiaceae. Estas famílias também se destacaram pela abundância ou riqueza em outros estudos em fisionomias de floresta ombrófila densa (Silva & Leitão Filho 1982, Sanchez et al. 1999, Kurtz & Araújo 2000, Lacerda 2001, Moreno et al. 2003, Guedes-Bruni et al. 2006), com exceção de Cyatheaceae.

Na parcela F as famílias mais importantes são Rubiaceae, Fabaceae, Myrtaceae, Cyatheaceae e Phyllantaceae. Myrtaceae é a única cujos VI e VC deve-se a um número maior de espécies. O VI e o VC das outras famílias deve-se à grande abundância de *Bathysa australis* (83,5% do total de indivíduos de Rubiaceae), *Lonchocarpus cultratus* (86% das Fabaceae), *Alsophylla sternbergii* (75% de Cyatheaceae) e *Hyeronima alchorneoides* (100% de Phyllantaceae). Juntas, Rubiaceae, Fabaceae, Myrtaceae e Cyatheaceae representam 51% do total de indivíduos amostrados. As 10 famílias mais abundantes representam 76% do total de indivíduos. Os valores resultam principalmente das densidades populacionais de *Bathysa australis*, *Lonchocarpus cultratus*, *Eugenia* aff. *oblongata* e *Myrceugenia myrcioides*, *Alsophila sternbergii*, *Alchornea glandulosa* e *A. triplinervea*, *Guapira opposita*, *Hyeronima alchorneoides*, *Mollinedia schottiana*, *Ocotea dispersa* e *O. paranapiacabensis*. Dezesseis famílias e 53 gêneros são representados por uma única espécie, e 31 espécies por um indivíduo, sendo 16 delas pertencentes a gêneros que ocorreram com uma única espécie.

Na parcela H as famílias mais importantes são Myrtaceae, Rubiaceae, Arecaceae e Sapotaceae. Os maiores VIs são de *Rudgea jasminoides* (37% do total de indivíduos de Rubiaceae) e *Euterpe edulis* (71% de Myrtaceae) e os maiores VCs são de *Rudgea jasminoides*, *Eriotheca pentaphylla*, *Euterpe edulis*, *Guapira opposita* e *Mollinedia schottiana*. Neste trecho os VI e VC de Myrtaceae também devem-se a um grande número de espécies. Rubiaceae, Arecaceae, Myrtaceae e Monimiaceae representam 60% do total de indivíduos. As 10 famílias mais abundantes representam 78,5% do total de indivíduos e as espécies que mais contribuem para este resultado são *Rudgea jasminoides*, *Coussarea accedens* e *C. meridionalis* var. *porophylla*, *Bathysa australis* e *B. mendoncaei*, *Eugenia oblongata*, *E. prasina*, *Marlierea* sp. e *Myrciaria floribunda*, *Euterpe edulis* e *Syagrus pseudococos*, *Mollinedia schottiana*, *Chrysophyllum flexuosum*, *Guapira opposita*, *Ardisia martiana*, *Eriotheca pentaphylla*, *Dahlstedtia pinnata* e *Cryptocarya mandioccana*. Quatro famílias - Aquifoliaceae, Burseraceae, Magnoliaceae e Salicaceae - e 78 gêneros são representadas por uma única espécie e 41 espécies são representadas por apenas um indivíduo. Destas, 20 pertencem aos gêneros que oocorreram com uma só espécie na área.

Dentre as famílias mais abundantes nas duas parcelas, seis são comuns entre elas: Rubiaceae, Myrtaceae, Monimiaceae, Nyctaginaceae, Fabaceae e Lauraceae. Estes números conferem diversidade às áreas, principalmente à parcela H. Para os dois trechos a abundância das famílias difere tanto em número quanto em ordenação para a maioria delas (Figura 1).

Embora as famílias mais abundantes sejam as mesmas apontadas para outros estudos de Floresta Ombrófila Densa, *Bathysa autralis*, *Alsophila sternbergii* e *Lonchocarpus cultratus* destacam-se pela grande abundância na parcela F, diferindo dos resultados de outros trabalhos, nos quais estas espécies ocorreram com menos indivíduos (Silva & Leitão Filho 1982, Kurtz & Araújo 2000, Lacerda 2001, Moreno et al. 2003, Guedes-Bruni et al. 2006). Estas espécies respondem praticamente sozinhas pela importância de suas respectivas famílias, e somam 34,6% do total de indivíduos. Na

Tabela 1. Árvores, palmeiras e fetos arborescentes com pelo menos 15 cm de perímetro amostradas aos 100 m e aos 200 m de altitude na Fazenda Capricórnio, Ubatuba, PESM (SP), nomes populares e número de registro das coletas incorporadas no herbário IAC. Legenda: Categoria sucessional: P = pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; C = clímax; NP = não pioneira; NC = não classificada; Graus de raridade (Moreira 2007): oc = ocasional (1 indivíduo); co = comum (2-10 ind.); cs = constante (11-100 ind.); ab = abundante (+ 100 ind.); Graus de raridade (Caiafa & Martins 2010): cm (comum); Graus de ameaça: VU = vulnerável; EN = Em perigo; CR = criticamente em perigo; (*) segundo Lista da flora brasileira ameaçada de extinção; (**) segundo Revisão da Biodiversitas; Ambiente de Ocorrência: AMA = amazônia; CAA = caatinga; CER = cerrado; MA = mata atlântica RES = restinga; FOD = floresta ombrófila densa; FOM = floresta ombrófila mista; FES = floresta estacional semidecídua; FED = floresta estacional decídua; PAM = pampa; PAN = pantanal.

Table 1. Trees, palms and ferns with at least 15 cm of perimeter sampled at 100 m and 200 m above sea level in Capricórnio Farm, Ubatuba, PESM (SP), common names and the registered number in IAC herbarium. Caption: Category of succession: P = pioneer, early secondary = SI; late secondary ST; C = climax, NP = not a pioneer, NC = not classified; Degrees of rarity (Moreira 2007): oc = occasional (one individual); co = common (2-10 ind.); cs = Constant (11-100 ind.); ab = abundant (100 + ind.); Degrees of rarity (Caiafa & Martins 2010): cm (common); Degree of threat: VU = vulnerable, EN = Endangered, CR = critically endangered; (*) second list of endangered flora, (**) the second review of Biodiversity, Environmental Occurrence: AMA = Amazon; CAA = savanna; CER = savanna; MA = rainforest; res = sandbank; FOD = dense rain forest; FOM = Araucaria forest; FES = semideciduous; EDF = deciduous forest; MAP = pampa; PAN = Pantanal Wetland.

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade	Bioma / Fisionomia	Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Annonaceae										
Guatteria australis A.St.-Hil.		49218	ST		oc	co	cm	MA (RES/FOD/FES)	X	X
Rollinia dolabripetala (Raddi) R.E.Fr.	araticum	49168	SI		cs	oc		MA (FOD)	X	
Apocynaceae										
Malouetia arborea (Vell.) Miers		49769	P		-	co	4	FES/FOD		
Aquifoliaceae										
Ilex theezans Mart. ex Reissek		50552	P		co	oc	cm	AMA/CAA/CER/MA (RES/FOD/FOM)	X	X
Araliaceae										
Dendropanax cuneatus (DC.) Decne. & Planch.	mandioqueiro	49273	C		oc	-	4	AMA/CAA/CER/MA (FOD)/PAN		X
Schefflera angustissima (Marchal) Frodin	embirutó-branco	49113	SI		oc	co	-	MA (RES/FOD)	X	
Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi	embirutó-vermelho	49190	P		oc	co	4	CER/MA (RES/FOD/FOM/FES)	X	X
Arecaceae										
Astrocaryum aculeatissimum (Schott) Burret	brejaúva	51963	SI		-	co	4	MA (RES/FOD)	X	
Euterpe edulis Mart.	palmito	49271	ST	VU*	cs	ab	cm	CER/MA (FOD)		
Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	patí	49191	SI		co	cs	-	MA (RES/FOD)	X	
Asteraceae										
Vernonia puberula Less.	cambará-guaçu	49268	P		cs	-	-	FOD		
Vernonia sp.	-	49234	NC		oc	-	-	-		-
Bignoniaceae										
Tabebuia serratifolia (Vahl) G. Nicholson	ipê-amarelo	50517	C		-	co	cm	AMA/CAA/CER/MA (FOD/FES)/PAN		
Boraginaceae										
Cordia cf. *superba* Cham.	louro-branco	49262	SI		co	-	5	CAA/CER/MA	X	
Cordia taguahyensis Vell.	louro-branco	49219	SI		cs	cs	-	CAA/CER/MA	X	X
Burseraceae										
Protium kleinii Cuatrec.		50520	ST	VU*	-	oc	cm	MA (FOD)	X	
Cardiopteridaceae										
Citronella paniculata (Mart.) R.A.Howard		49148	C		co	co	cm	AMA/CER/MA (FOD)		X
Caricaceae										

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade	Bioma / Fisionomia	Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Jacaratia spinosa (Aubl.) A. DC. Celastraceae	mamãozinho-do-mato	49772	NP		-	co	cm	AMA/CER/MA (FOD/FES)		
Maytenus robusta Reissek		49276	C		oc	oc	cm	AMA/CAA/CER/MA (RES/FOD/FOM/FES)	X	X
Maytenus ubatubensis Carv.-Okano		50269	NC		oc	-		-		-
Maytenus sp.		50268	NC		-	co		-		-
Salacia grandifolia (Mart.) G. Don		50270	NC		-	co		MA (FOD)	X	X
Tontelea aff. *fluminensis* (Peyr.) A.C. Sm. Chrysobalanaceae		50267	NC		-	oc	-	MA (FOD)	X	
Couepia cf. *venosa* Prance		49174	NC		co	co	cm	MA (FOD)	X	X
Hirtella hebeclada Moric. ex DC.		49775	C		-	oc	cm	CER/MA (RES/FOD/FES)	X	X
Licania hoehnei Pilg. Clusiaceae		49776	ST		-	co	4	CER/MA (FOD)		
Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi Combretaceae	bacupari	49777	C		-	cs	cm	AMA/CAA/CER/MA (RES/FOD/FES)		
Buchenavia kleinii Exell		49774	ST		-	oc	cm	MA (FOD)	X	X
Terminalia januariensis DC. Cyatheaceae	piúna	49178	ST		co	co	-	MA (FOD)	X	X
Alsophila sternbergii (Sternb.) D.S.Conant.	samambaiuçu	49235	SI		ab	co	4	CER/MA	X	
Cyathea hirsuta C. Presl	samambaiuçu	49292	NC		cs	-	-	MA	X	
Cyathea phalerata Mart. Elaeocarpaceae	samambaiuçu	49285	SI		co	co	-	CER/MA	X	X
Sloanea guianensis (Aubl.) Benth. Euphorbiaceae	sapopema	49245	C		cs	cs	cm	AMA/CER/MA (FOD)		
Alchornea glandulosa Poepp.	boleiro; tapiá	49226	P		cs	co	cm	CER/MA (FOD/FES)		X
Alchornea sidifolia Müll.Arg.	tapiá	49240	P		co	-	cm	MA (FOD (SE))		
Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.	tapiá	49283	P		cs	co	cm	AMA/CAA/CER/MA (FES/FOD/FOM/FED)		
Mabea piriri Aubl.		49779	NC		-	co	-	AMA/CER/MA		X
Pausandra morisiana (Casar.) Radlk.		49780	C		-	co	cm	MA (RES/FOD)	X	
Sapium biglandulosum (L.) Morong		49165	P		co	co	5	AMA/CAA/CER/MA (RES/FOD/FOM/FES)		X
Tetrorchidium rubrivenium Poepp Fabaceae		49117	P		oc	-	cm	AMA/CAA/MA (FOD/FED)		X
Copaifera langsdorffii Desv.		49783	C	QA*	-	co	cm	CAA/CER/MA (FOD/FES)		X
Dahlstedtia pinnata (Benth.) Malme	timbó	49782	SI		-	co	1	MA (FOD)	X	X

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade	Bioma / Fisionomia	Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Hymenaea courbaril var. altissima (Ducke) Y.T. Lee & Langenh.	jatobá	49787	SI		-	co	cm	MA	X	X
Inga capitata Desv.		49788	SI		-	oc	cm	AMA/MA		X
Inga edulis Mart.	ingá-macaco	49282	SI		cs	oc	cm	AMA/CAA/CER/MA (FES/FOD/FES)		X
Inga grazielae (Vinha) Pennington		49785	NC		-	oc	-	MA	X	
Inga marginata Willd.	ingá-feijão	49266	SI		co	-	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD/FES)		X
Lonchocarpus cultratus (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	embira-de-sapo	49243	SI		ab	co	1	AMA/CAA/CER/MA		X
Myrocarpus frondosus Allemão		49784	NP	QA*	-	co	cm	MA (FOD/FES)		X
Piptadenia paniculata Benth.	vinhático	49193	SI		oc	-	-	CER/MA (FOD)	X	
Pseudopiptadenia leptostachya (Benth.) Rausch.	mamica-de-porca	49186	NC		co	co	4	MA (FOD)	X	
Pterocarpus rohrii Vahl.	sangue-de-cachorro	49189	ST		oc	-	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD/FES)		X
Swartzia langsdorffii Raddi		49781	NP	QA*	-	co	-	MA (RES/FOD)	X	
Swartzia oblata R.S.Cowan		49169	NC		co	co	-	MA (FOD)	X	
Tachigali denudata (Vogel) Oliveira-Filho		49786	NC		-	co	-	MA (FOD)	X	
Zollernia ilicifolia (Brongn.) Vogel		49276	SI		oc	co	cm	CAA/CER/MA (RES/FOD/FES)		X
Lamiaceae										
Aegiphila integrifolia (Jacq.) B.D.Jacks.		49303	NC		oc	co		AMA/CAA/CER/MA		
Lauraceae										
Cryptocarya mandioccana Meisn.	canela	49792	NP		-	co		MA	X	
Cryptocarya saligna Mez.	canela	49278	ST		co	co	4	MA (FOD)	X	
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F.Macbr.	canela	49244	C		co	co	cm	AMA/CER/CAA/MA (RES/FOD/FOM/FES)/ PAN		X
Licaria armeniaca (Ness) Kosterm.	canela	49230	SI		co	co	1	AMA/CER/MA (FOD/ FES)		X
Nectandra membranacea (Sw.) Griseb.	canela	49246	SI		co	-	cm	AMA/CAA/CER/MA (RES(LS)/FOD)		
Ocotea brachybotra (Meisn.) Mez	canela-bosta	49144	ST		co	-	cm	MA (FOD/FES)	X	X
Ocotea dispersa (Nees) Mez	canela-sassafraz	49149	ST		cs	cs	cm	MA (FOD)	X	X
Ocotea paranapiacabensis Coe-Teixeira	canela-gosmenta	49146	NC		cs	-	-	FOD		
Ocotea tabacifolia (Meisn.) Rohwer		49793	NP	VU*	-	oc	6	AMA/MA (FOD)	X	
Ocotea teleiandra (Meisn.) Mez		49791	C		-	co	cm	MA (FOD)	X	X
Lecythidaceae										
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	jequitibá	49140	ST	QA*	co	-	cm	AMA/CER/MA (RES(LS)/FOD/FES)		X

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade	Bioma / Fisionomia	Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Lecythis cf. *lanceolata* Poir Magnoliaceae		49296	NC		-	co	-	MA	X	
Magnolia ovata (A. St.-Hil.) Spreng. Malvaceae	-	50380	C		-	oc	cm	CER/MA (FOD/FES)		X
Eriotheca pentaphylla (Vell.) A. Robyns	embiruçu	50387	ST		-	cs	cm	MA	X	
Quararibea turbinata (Sw.) Poir. Melastomataceae		50385	ST		-	co	-	AMA/CER/MA (FOD)		X
Henriettella glabra (Vell.) Cogn.	-	50383	P		-	oc	-	MA (FOD)	X	X
Leandra dasytricha (A.Gray) Cogn.		50382	P		co	oc	cm	MA (RES/FOD/FES)	X	
Meriania caliptrata (Naudin) Triana	pixirica	49237	NC		co	oc		MA (FOD)	X	
Miconia cabucu Hoehne	pixirica	49237	C		-	oc	cm	MA (RES/FOD)	X	X
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudim	pixirica	49267	P		oc	-	cm	MA (RES/FOD/FES)	X	
Miconia dodecandra Cogn.		49301	NC		co	-	cm	AMA/CER/MA (FOD)		
Miconia cf. *picinguabensis*		50386	NC		-	co	-	MA (FOD)	X	X
Miconia tristis subsp. *australis* Wurdack		50452	SI		oc	co	7	MA (FOD)		
Miconia sp.1	pixirica	49263	NC		co	co		-		-
Mouriri chamissoana Cogn. Meliaceae		50381	C		-	co	cm	MA (FOD)	X	X
Cabralea canjerana (Vell.) Mart. subsp. *canjerana*	canjarana	49222	C		cs	oc	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD/FOM/FES)	X	
Guarea macrophylla Vahl. subsp. *tuberculata* Monimiaceae		49269	C	QA*	co	co	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD/FES)		X
Mollinedia boracensis Peixoto		49797	NC	VU**	-	co		MA (FOD)	X	X
Mollinedia lamprophylla Perkins		49794	NC	VU**	-	co		MA	X	X
Mollinedia oligantha Perkins		49796	NC		-	cs	4	MA (FOD)	X	
Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins		49158	ST		cs	cs	cm	MA (FOD/FES)	X	
Mollinedia uleana Perkins Moraceae		49795	ST		-	oc	cm	MA (FOD/FES)	X	X
Brosimum lactescens (S. Moore) C.C. Berg		49800	C		-	oc	cm	AMA/CER/CAA/MA		
Ficus insipida Willd.	figueira-mata-pau	49156	ST		co	-	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD/FES)		X
Ficus obtusiuscula (Miq.) Miq.	figueira	49109	NC		oc	-	-	AMA/CAA/CER/MA (FOD)		
Ficus pulchella Schott ex Spreng.	ipiúna	49300	NC		oc	-	-	AMA/CAA/CER/MA (FOD)		X
Sorocea hilarii Gaudich. Myristicaceae		49801	SI		-	co	-	CER/MA	X	X

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade	Bioma / Fisionomia	Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Virola bicuhyba (Schott ex Spreng.) Warb. Myrsinaceae	bicuíba	49115	C		co	co	cm	AMA (RES/FOD)	X	
Ardisia martiana Miq.	manduberana	49152	NP		co	cs	-	MA (FOD)	X	X
Rapanea ferruginea (Ruiz & Pav.) Mez	capororoca	49170	P		oc	-	cm	CER/MA (FOD/FOM/FES)		X
Rapanea hermogenesii Jung-Mend. & Bernacci Myrtaceae		49852	ST		-	cs	4	MA (FOD)	X	X
Calyptranthes grandifolia O.Berg	araçarana	49238	C; ST		co	cs	cm	MA (FOD)		
Calyptranthes lanceolata O. Berg		49861	NC		-	oc	4	MA	X	
Calyptranthes lucida Mart. ex DC.	araçarana	49145	ST		co	cs	cm	AMA/MA (FOD)		X
Calyptranthes strigipes O. Berg		49877	ST		-	co	cm	MA(FOD)	X	
Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk.		49136	SI		cs	-	cm	CER/MA		X
Campomanesia laurifolia Gardner		49875	NC		-	co	-	MA	X	
Eugenia batingabranca Sobral	araçarana	49112	NC		-	oc	-	MA	X	
Eugenia cf. bocainensis Mattos		49871	NC		-	co	-	MA	X	
Eugenia cerasiflora Miq.		49865	ST		-	co	cm	CAA/CER/MA (FOD)		X
Eugenia cuprea (O. Berg) Mattos		49867	NC		-	oc	4	MA	X	X
Eugenia excelsa O. Berg		49869	ST		-	co	cm	AMA/MA		X
Eugenia involucrata DC.		49858	NP		-	oc	cm	CER/MA (FOD/FOM/FES)		
Eugenia monosperma Vell.	araçarana	49151	NC		co	co	cm	MA	X	X
Eugenia mosenii (Kasusel) Sobral	araçarana	49853	ST		-	co	4	MA	X	
Eugenia multicostata D. Legrand		49855	NP		-	co	cm	MA (FOD)	X	X
Eugenia neoaustralis Sobral		49873	NC		co	co	-	MA (FOD)	X	X
Eugenia oblongata O.Berg	araçarana	49236	ST		co	cs	cm	MA (FOD)	X	
Eugenia prasina O.Berg	araçarana	49171	ST	VU*	co	cs	4	MA (FOD)	X	
Eugenia subavenia O. Berg	araçarana	49874	ST		-	co	cm	MA (FOD)	X	X
Eugenia cf. supraaxillaris Spring	araçarana	49142	NC		oc	co	-			
Eugenia tinguyensis Cambess.	araçarana	49242	ST		co	-	-	MA (FOD)	X	
Eugenia sp.	araçarana	49272	NC		cs	-	-	-		-
Marlierea glazioviana Kiareskou	araçarana	49274	NC		oc	co		MA (FOD)	X	X
Marlierea racemosa L.		49884	NC		-	co	cm	MA	X	
Marlierea suaveolens Cambess.		49885	NC		-	oc	5	MA	X	X
Marlierea sylvatica (O.Berg) Kiaersk.	araçarana	49175	NC		co	co	cm	MA (FOD)	X	X
Marlierea tomentosa Cambess.	araçarana	49150	ST		co	cs	cm	CER/MA (FOD)	X	

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade	Bioma / Fisionomia	Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Myrceugenia myrcioides (Cambess.) O.Berg	araçarana	49260	NC		cs	co	cm	MA (FOD)	X	X
Myrcia pubipetala Miq.		49879	C		-	co		MA (FOD)	X	X
Myrcia richardiana (O. Berg) Kiaersk.		49880	ST		-	co		MA (FOD)	X	X
Myrcia spectabilis DC.	arco-de-peneira	49135	C; ST		cs	-		MA	X	
Myrcia sp.	araçarana	49187	NC		-		-	-		-
Myrcia sp.2		49860	NC		co		-	-		-
Myrcia sp.3		49878	NC		-	cs	-	-		-
Myrciaria floribunda (H.West ex Willd.) O.Berg		49239	ST		co	cs	cm	AMA/CAA/CER/MA (FOD)		X
Neomitranthes glomerata (D. Legrand) D. Legrand		50515	ST		-	co	cm	MA (FOD)	X	X
Nyctaginaceae										
Guapira hirsuta (Choisy) Lundell		49894	NC		-	co	-	AMA/CAA/CER/MA		
Guapira opposita(Vell.) Reitz	louro-branco	49172	SI		cs	cs	cm	AMA/CAA/CER/MA (RES/FOD/FES/FED)		
Ochnaceae										
Ouratea parvifolia Engl.		49850	ST		-	cs	5	CAA/CER	X	X
Olacaceae										
Heisteria silvianii Schwacke		49897	C		-	co	cm	CER/MA	X	
Tetrastylidium grandifolium (Baill.) Sleumer		49898	NC		-	co	cm	MA (FOD)	X	
Phyllantaceae										
Hyeronima alchorneoides Allemão	iricurana	49217	C		cs	co	cm	AMA/CAA/CER/MA (RES/FOD/FES)/PAM		
Phytollacaceae										
Phytolacca dioica L.	cebolão; maria-mole	49287	P		cs	-	cm	MA (FOD/FES)		
Piperaceae										
Piper cernuum Vell.		49294	NC		co	-	cm	AMA/CER/MA (FOD)		
Piper gaudichaudianum Kunth		49233	CS		co	-	cm	MA (FOD)	X	
Piper rivinoides Kunth		49299	SI		oc	-	-	MA (FOD)	X	
Polygonaceae										
Coccoloba glaziovii Lind.		49297	NC		oc	-	-	MA(FOD/FES)	X	
Quiinaceae										
Quiina glaziovii Engl.		49139	ST		oc	-	cm	MA (FOD)		X
Rubiaceae										
Alseis floribunda Schott	arariba	49181	SI		co	co	cm	AMA/CAA/MA (RES/FOD/FES)	X	X
Bathysa australis (A.St.-Hil.) Benth. & Hook.	corujeiro	49249	SI		ab	cs		MA (FOD) (?)	X	X
Bathysa mendoncaei K. Schum.		49921	ST		-	cs	-	MA (FOD)	X	
Bathysa stipulata (Vell.) C.Presl.		49919	NC		-	co	-	MA (FOD)	X	
cf. *Chomelia pohliana* Müll. Arg.		49899	NC		-	oc	-	-		-
Coussarea accedens Müll.Arg.		49252	ST		co	cs	-	MA (FOD)	X	

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Bioma / Fisionomia							
			Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade		Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Coussarea meridionalis var. porophylla (Vell.) M.Gomes		49154	ST		co	cs	-	MA (FOD)	X	
Coutarea hexandra (Jacq.) K. Schum.		49908	ST		-	oc	cm	AMA/CAA/CER/ MA(FOD/FES)		
Faramea pachyantha Müll. Arg.		50519	NC		-	co	-	MA (FOD)	X	X
Posoqueria latifolia (Rudge) Roem. & Schult.		49907	SI		-	co	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD/FES)		X
Psychotria birotula L.B.Sm. & Downs		49298	NC		co	co	-	FOD		
Psychotria nuda (Cham. & Schltdl.) Wawra		49179	C		cs	cs	cm	MA (FOD)	X	X
Randia sp.1		49900	NC		-	co	-	-		-
Randia sp.2		49901	NC		-	oc	-	-		-
Rudgea jasminoides (Cham.) Müll.-Arg.		49279	C		co	ab	cm	MA (FOD)		X
Rudgea velerea Müll. Arg.		49910	ST		-	cs	-	MA (RES/FOD)	X	X
Rustia formosa (Cham. & Schltdl. ex DC.) Klotzsch		49906	P		-	oc	5	CER/MA (FOD)	X	
Rutaceae										
Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.	mamica-de-porca	49228	NP		co	-	cm	AMA/CER/MA (FOD/FES/FED)		X
Salicaceae										
Casearia sylvestris Sw.		49288	P		oc	oc	cm	AMA/CAA/CER/ MA(RES/FOD/FES)/ PAM/PAN		X
Sapindaceae										
Allophylus petiolulatus Radlk.		49143	NC		oc	co	1	MA (RES/FOD/FES)		X
Cupania furfuracea Radlk.		50205	NC		-	co	-	CER/MA (FOD)		
Cupania oblongifolia Mart.	cubatão	49220	SI		co	co	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD)		
Matayba intermedia Radlk.		50207	NC		-	oc		MA (FOD)	X	
Sapotaceae										
Chrysophyllum flexuosum Mart.		49930	ST		-	cs	-	MA	X	
Ecclinusa ramiflora Mart.	guacá	49928	ST		-	co	cm	AMA/MA		X
Micropholis crassipedicellata (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre		49925	ST		-	co	cm	MA	X	X
Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.		49927	ST		-	co	cm	AMA/CER/MA (RES/FOD)		X
Pouteria aff. *torta* (Mart.) Radlk.		50551	SI		-	oc	-	FOD/FES/CER		
Pouteria psammophila (Mart.) Radlk.		49290	NC		cs	cs	cm	MA (RES/FOD)	X	X
Pouteria sp.1		49926	NC		-	oc	-	-		-
Pouteria sp.2		50511	NC		-	co	-	-		-
Siparunaceae										
Siparuna brasiliensis (Spreng.) A.DC.	erva-de-limão; limão-bravo	49184	NP	VU*	cs	-	-	CER/MA (FOD)/PAN		

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome popular	Nº IAC	Categoria sucessional	Grau de ameaça	Parcela F	Parcela H	Raridade	Bioma / Fisionomia	Endêmica do Brasil	Ocasional ou comum em outros estudos
Solanaceae										
Solanum cf. *bullatum* Vell.		49185	P		co	-	4	MA (FOD/FOM)	X	
Solanum swartzianum Roem. & Schult.		49116	PI		co	-	4	CER/MA (FOD)	X	X
Solanum sp.		49138	NC		co	-	-	-		-
Symplocaceae										
Symplocos variabilis Mart.		50518	NC		-	co	4	MA (FOD)	X	
Thymeleaceae										
Daphnopsis schwackeana Taub.		50209	NP		-	co	4	MA (FOD)	X	
Urticaceae										
Cecropia glaziovii Snethl.	embaúba	49270	P		cs	co	cm	MA (RES/FOD/FES)	X	
Cecropia pachystachya Trécul.	embaúba	49254	P		oc	-	cm	AMA/CAA/CER/MA (RES/FOD/FES)/PAN		
Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini	figueira	49137	ST		oc	co	cm	CER/MA(RES/FOD/FES)	X	X
Pourouma guianensis Aubl.	embaubú	49110	SI		co	oc	cm	AMA/MA (RES/FOD)		
Urera baccifera (L.) Gaudich. ex Wedd.	urtiga	49157	ST		oc	co	cm	AMA/CER/MAR (FOD/FES)		
Verbenaceae										
Citharexylum myrianthum Cham.	tarumã	49225	P		oc	-	cm	CAA/CER/MA (RES/FOD/FES)		
Indeterminadas										
Indeterminada sp.1		49302	NC		-	-	-	-		-
Indeterminada sp.2		50514	NC		-	oc	-	-		-
Indeterminada sp.3		50513	NC		-	oc	-	-		-
Indeterminada sp.4		50512	NC		-	oc	-	-		-

parcela H estas espécies também ocorrem, mas com número bem menor de indivíduos.

Houve diferença significativa ($t = –4,0464$; $p < 0.05$) entre os valores de áreas basal entre os dois trechos, que na parcela F foi de 31,26 m^2, onde as árvores mortas ocupam a sexta posição em ordem de importância com área basal de 2,38 m^2. Na parcela H o valor da área basal total foi de 37,78 m^2, as árvores mortas ocupam a terceira posição e a área basal é 3,16 m^2. Na parcela F foi relatado e também observado que a madeira oriunda de árvores caídas ou quebradas é frequentemente retirada para uso como lenha, e talvez esta atividade tenha influenciado no número de árvores mortas em pé, que é menor nesta área em relação à parcela H.

Foi observada a ocorrência de dois estratos arbóreos e árvores emergentes. O estrato inferior situa-se entre 1,3 e 11 m, e engloba a maioria dos indivíduos amostrados. O estrato superior é formado por árvores de 11 a 18 m e os poucos indivíduos emergentes atingem 25 m de altura. A diferença entre os trechos se deve aos indivíduos de menor porte, mais numerosos no trecho mais alto (Figura 2).

Nos dois trechos a grande maioria dos indivíduos apresenta diâmetros menores (Figura 3). A abundância das árvores é inversamente proporcional às suas medidas de circunferência, ou seja, árvores de menor diâmetro são mais abundantes e quanto maior o diâmetro, menor a quantidade de indivíduos. Rangel et al. (2006) atribuíram esta característica a comunidades que se auto-regeneram, cujas espécies apresentam recrutamento contínuo. Entre as árvores de maior diâmetro ocorrentes na parcela F estão *Alchornea triplinervea*, *Phytollaca dioica*, *Hyeronima alcorneoides*, *Pouteria psammophila*, *Inga edulis*, *Sloanea guianensis* e *Cabralea canjerana* e as espécies que se destacam pela grande área basal são *Bathysa australis*, *Hyeronima alchorneoide*s, *Alsophila sternbergii* e *Lonchocarpus cultratus*, todas bastante abundantes. Na parcela H as árvores de maior diâmetro pertencem às espécies *Pouteria psammophila*, *Alchornea triplinervea*, *Eriotheca pentaphylla* e *Swartzia langsdorffii*, e as espécies de grande área basal são *Eriotheca pentaphylla*, *Guapira opposita*, *Sloanea guianensis* e *Pouteria psammophila*. Apesar de serem mais abundantes, *R. jasminoides* e *E. edulis* não estão entre as primeiras colocadas (Tabela 2).

Na parcela F os poucos indivíduos remanescentes de *Euterpe edulis* ocorrem em locais mais distantes da trilha, sendo que os maiores, com 10 e 11 m de altura, encontram-se nos locais menos acessíveis da parcela, onde a topografia do terreno, rochas e muitas trepadeiras dificultam a passagem. Além das evidências de corte,

Tabela 2. Espécies amostradas aos 100 m de altitude na Fazenda Capricórnio, Ubatuba, PESM (SP) e seus respectivos parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI. NI= número de indivíduos; DR = dominância relativa; FA = freqüência absoluta; FR freqüência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR dominância relativa; IVC = índice de valor e cobertura; IVI = índice de valor de importância.

Table 2. Sampled species at 100 m altitude in Capricórnio Farm, Ubatuba, PESM (SP) and their quantitative parameters ordered in decreasingly values of VI. NI = individual numbers; DR = relative dominance; FA = absolute frequency; FR = relative frequence; DoA = absolute dominance; DoR = relative dominance; IVC = coverage value index; IVI = importance value index.

Espécies	NInd	RelDe	AbsFr	RelFr	AbsDo	RelDo	IVI	IVC
Bathysa australis	229	16,3	84	9,28	4,18	13,28	38,86	29,57
Lonchocarpus cultratus	145	10,32	56	6,19	1,95	6,19	22,7	16,51
Alsophila sternbergii	103	7,33	44	4,86	2,28	7,23	19,43	14,57
Hyeronima alchorneoides	63	4,48	41	4,53	2,88	9,15	18,16	13,63
Guapira opposita	80	5,69	51	5,64	0,75	2,38	13,71	8,08
mortas	26	1,85	22	2,43	2,38	7,54	11,83	9,4
Alchornea triplinervia	38	2,7	28	3,09	1,08	3,41	9,21	6,12
Mollinedia schottiana	51	3,63	34	3,76	0,28	0,88	8,27	4,51
Rollinia dolabripetala	35	2,49	25	2,76	0,74	2,34	7,6	4,84
Eugenia sp.1	40	2,85	34	3,76	0,19	0,59	7,2	3,44
Phytolacca dioica	15	1,07	12	1,33	1,5	4,76	7,15	5,83
Pouteria psammophila	16	1,14	15	1,66	1,32	4,19	6,99	5,33
Cecropia glaziovii	39	2,78	17	1,88	0,7	2,23	6,89	5,01
Myrceugenia myrcioides	38	2,7	29	3,2	0,3	0,94	6,85	3,65
Alchornea glandulosa	34	2,42	19	2,1	0,66	2,09	6,61	4,51
Inga edulis	11	0,78	9	0,99	1,29	4,11	5,89	4,89
Cordia taguahyensis	27	1,92	23	2,54	0,44	1,39	5,86	3,32
Sloanea guianensis	12	0,85	11	1,22	0,87	2,77	4,84	3,62
Cabralea canjerana	14	1	13	1,44	0,6	1,9	4,33	2,89
Ocotea dispersa	18	1,28	15	1,66	0,34	1,07	4	2,35
Psychotria nuda	22	1,57	19	2,1	0,08	0,24	3,91	1,81
Euterpe edulis	20	1,42	16	1,77	0,11	0,36	3,55	1,78
Myrciaria floribunda	10	0,71	10	1,1	0,37	1,19	3	1,9
Cyathea hirsuta	26	1,85	7	0,77	0,11	0,35	2,97	2,2
Virola bicuhyba	8	0,57	8	0,88	0,38	1,22	2,67	1,79
Cordia cf. *superba*	12	0,85	11	1,22	0,17	0,55	2,61	1,4
Myrcia spectabilis	13	0,93	13	1,44	0,07	0,24	2,6	1,16
Ocotea paranapiacabensis	11	0,78	11	1,22	0,13	0,43	2,43	1,21
Campomanesia guaviroba	11	0,78	9	0,99	0,14	0,44	2,22	1,23
Vernonia puberula	11	0,78	6	0,66	0,24	0,76	2,21	1,55
Siparuna brasiliensis	13	0,93	10	1,1	0,05	0,15	2,19	1,08
Cryptocarya saligna	6	0,43	6	0,66	0,26	0,83	1,92	1,25
Nectandra membranacea	6	0,43	4	0,44	0,29	0,93	1,8	1,36
Inga marginata	5	0,36	4	0,44	0,31	1	1,8	1,36
Ardisia martiana	9	0,64	9	0,99	0,03	0,08	1,72	0,72
Eugenia neoaustralis	6	0,43	6	0,66	0,19	0,61	1,7	1,04
Miconia sp.1	8	0,57	8	0,88	0,05	0,15	1,6	0,72
Cyathea phalerata	8	0,57	6	0,66	0,09	0,3	1,53	0,87
Coussarea meridionalis var. *porophylla*	8	0,57	7	0,77	0,05	0,15	1,49	0,72
Marlierea sylvatica	3	0,21	3	0,33	0,28	0,87	1,42	1,09
Marlierea tomentosa	4	0,28	4	0,44	0,18	0,58	1,31	0,86
Syagrus pseudococos	5	0,36	5	0,55	0,11	0,36	1,27	0,72
Terminalia januarensis	3	0,21	3	0,33	0,23	0,72	1,27	0,93
Solanum sp.1	7	0,5	6	0,66	0,02	0,05	1,21	0,55
Alchornea sidifolia	5	0,36	5	0,55	0,09	0,29	1,2	0,64
Solanum cf. *bullatum*	6	0,43	6	0,66	0,03	0,08	1,17	0,51
Pseudopiptadenia leptostachya	2	0,14	2	0,22	0,24	0,76	1,13	0,91

Tabela 2. Continuação...

Espécies	NInd	RelDe	AbsFr	RelFr	AbsDo	RelDo	IVI	IVC
Coussarea accedens	5	0,36	5	0,55	0,05	0,15	1,06	0,51
Calyptranthes lucida	3	0,21	3	0,33	0,16	0,5	1,05	0,72
Zanthoxylum fagara	3	0,21	3	0,33	0,16	0,5	1,05	0,71
Cupania oblongifolia	5	0,36	5	0,55	0,04	0,13	1,04	0,49
Alseis floribunda	5	0,36	5	0,55	0,03	0,1	1	0,45
Ocotea brachybotra	5	0,36	5	0,55	0,03	0,09	1	0,45
Pourouma guianensis	5	0,36	3	0,33	0,09	0,29	0,98	0,65
Solanum cf. *swartizianum*	2	0,14	2	0,22	0,19	0,59	0,95	0,73
Ficus insipida	4	0,28	4	0,44	0,07	0,23	0,95	0,51
Piper cernuum	4	0,28	4	0,44	0,06	0,18	0,9	0,46
Piper gaudichaudianum	5	0,36	4	0,44	0,01	0,04	0,84	0,4
Swartzia oblata	3	0,21	3	0,33	0,09	0,28	0,82	0,49
Guarea macrophylla subsp. *tuberculata*	4	0,28	4	0,44	0,02	0,08	0,8	0,36
Maytenus robusta	1	0,07	1	0,11	0,2	0,62	0,8	0,69
Meriania calyptrata	4	0,28	4	0,44	0,02	0,05	0,77	0,33
Eugenia prasina	4	0,28	4	0,44	0,01	0,04	0,77	0,33
Cariniana estrellensis	3	0,21	3	0,33	0,06	0,18	0,72	0,39
Eugenia monosperma	2	0,14	2	0,22	0,11	0,34	0,7	0,48
Eugenia oblongata	2	0,14	2	0,22	0,1	0,32	0,68	0,46
Endlicheria paniculata	3	0,21	3	0,33	0,01	0,04	0,58	0,25
Piptadenia paniculata	1	0,07	1	0,11	0,13	0,4	0,58	0,47
Rudgea jasminoides	3	0,21	3	0,33	0,01	0,04	0,58	0,25
Myrcia sp.2	3	0,21	3	0,33	0,01	0,03	0,58	0,24
Citronella paniculata	3	0,21	3	0,33	0,01	0,02	0,57	0,24
Tetrorchidium rubrivenium	1	0,07	1	0,11	0,1	0,33	0,51	0,4
Citharexylum myrianthum	1	0,07	1	0,11	0,1	0,32	0,5	0,39
Licaria armeniaca	2	0,14	2	0,22	0,03	0,08	0,45	0,23
Eugenia tinguyensis	2	0,14	2	0,22	0,02	0,06	0,43	0,21
Miconia dodecandra	2	0,14	2	0,22	0,02	0,06	0,42	0,2
Eugenia cf. *supraaxillaris*	1	0,07	1	0,11	0,08	0,24	0,42	0,31
Sapium biglandulosum	2	0,14	2	0,22	0,02	0,05	0,41	0,19
Couepia venosa	2	0,14	2	0,22	0,01	0,04	0,4	0,18
Psychotria birotula	2	0,14	2	0,22	0,01	0,02	0,38	0,16
Ficus pulchella	1	0,07	1	0,11	0,06	0,2	0,38	0,27
Maytenus sp.1	1	0,07	1	0,11	0,05	0,17	0,35	0,24
Coussapoa microcarpa	1	0,07	1	0,11	0,05	0,17	0,35	0,24
Pterocarpus rohrii	1	0,07	1	0,11	0,05	0,15	0,33	0,22
Aegiphila integrifolia	1	0,07	1	0,11	0,04	0,11	0,3	0,18
Dendropanax cuneatus	1	0,07	1	0,11	0,03	0,11	0,29	0,18
Schefflera calva	1	0,07	1	0,11	0,03	0,09	0,27	0,16
Leandra dasytricha	2	0,14	1	0,11	0	0,01	0,27	0,16
Rapanea ferruginea	1	0,07	1	0,11	0,03	0,08	0,26	0,15
Schefflera angustissima	1	0,07	1	0,11	0,02	0,07	0,25	0,14
Miconia cinnamomifolia	1	0,07	1	0,11	0,01	0,03	0,22	0,11
Calyptranthes grandifolia	1	0,07	1	0,11	0,01	0,03	0,21	0,1
Vernonia sp.	1	0,07	1	0,11	0,01	0,03	0,21	0,1
indeterminada sp.1	1	0,07	1	0,11	0,01	0,02	0,21	0,1
Guatteria australis	1	0,07	1	0,11	0,01	0,02	0,2	0,09
Casearia sylvestris	1	0,07	1	0,11	0	0,02	0,2	0,09
Cecropia pachystachya	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,2	0,09
Miconia tristis	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08

Tabela 2. Continuação...

Espécies	NInd	RelDe	AbsFr	RelFr	AbsDo	RelDo	IVI	IVC
Urera baccifera	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08
Zollernia ilicifolia	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08
Piper rivinoides	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08
Quiina glaziovii	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08
Allophylus petiolulatus	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08
Coccoloba glaziovii	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08
Ficus obtusiuscula	1	0,07	1	0,11	0	0,01	0,19	0,08

Tabela 3. Espécies amostradas aos 200 m de altitude na Fazenda Capricórnio, Ubatuba, PESM (SP) e seus respectivos parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI. NI= número de indivíduos; DR = dominância relativa; FA = freqüência absoluta; FR freqüência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR dominância relativa; IVC = índice de valor e cobertura; IVI = índice de valor de importância.

Table 3. Sampled species at 200 m altitude in Capricórnio Farm, Ubatuba, PESM (SP) and their quantitative parameters ordered in decreasingly values of VI. NI = individual numbers; DR = relative dominance; FA = absolute frequency; FR = relative frequence; DoA = absolute dominance; DoR = relative dominance; IVC = coverage value index; IVI = importance value index.

Espécies	NInd	RelDe	AbsFr	RelFr	AbsDo	RelDo	IVI	IVC
Rudgea jasminoides	148	9,27	76	6,26	0,9	2,34	17,86	11,61
Euterpe edulis	144	9,02	72	5,93	0,7	1,82	16,76	10,83
Mortas	69	4,32	47	3,87	3,16	8,25	16,44	12,57
Eriotheca pentaphylla	42	2,63	32	2,63	3,35	8,76	14,02	11,39
Guapira opposita	52	3,19	36	2,96	2,02	5,29	11,44	8,48
Mollinedia schottiana	74	4,63	48	3,95	0,5	1,29	9,88	5,93
Coussarea meridionalis var. *porophylla*	65	4,07	47	3,87	0,43	1,11	9,05	5,18
Syagrus pseudococos	48	3,01	32	2,63	0,9	2,36	8	5,37
Eugenia prasina	58	3,63	41	3,37	0,27	0,7	7,71	4,33
Sloanea guianensis	19	1,19	18	1,48	1,84	4,81	7,48	6
Coussarea accedens	52	3,26	38	3,13	0,36	0,94	7,32	4,2
Bathysa australis	41	2,57	29	2,39	0,74	1,92	6,88	4,49
Chrysophyllum flexuosum	36	2,25	30	2,47	0,59	1,54	6,26	3,79
Bathysa mendoncaei	40	2,5	29	2,39	0,51	1,32	6,21	3,83
Cordia taguahyensis	33	2,07	29	2,39	0,43	1,13	5,58	3,2
Garcinia gardneriana	28	1,75	23	1,89	0,66	1,74	5,38	3,49
Marlierea tomentosa	29	1,82	23	1,89	0,6	1,56	5,27	3,38
Ardisia martiana	33	2,07	30	2,47	0,13	0,34	4,88	2,41
Cryptocarya mandioccana	12	0,75	10	0,82	1,18	3,07	4,64	3,82
Myrciaria floribunda	27	1,69	24	1,98	0,37	0,97	4,63	2,66
Pouteria psammophila	11	0,69	11	0,91	1,06	2,78	4,37	3,47
Eugenia oblongata	17	1,06	14	1,15	0,53	1,39	3,61	2,46
Alchornea triplinervia	7	0,44	6	0,49	0,94	2,45	3,39	2,89
Ocotea dispersa	15	0,94	14	1,15	0,31	0,8	2,89	1,74
Calyptranthes lucida	13	0,81	12	0,99	0,32	0,85	2,65	1,66
Micropholis crassipedicellata	7	0,44	7	0,58	0,62	1,62	2,63	2,06
Rapanea hermogenesii	13	0,81	13	1,07	0,25	0,65	2,53	1,46
Mollinedia oligantha	14	0,88	11	0,91	0,17	0,45	2,23	1,32
Couepia venosa	9	0,56	8	0,66	0,37	0,97	2,19	1,54
Faramea pachyantha	6	0,38	6	0,49	0,47	1,24	2,11	1,62
Rudgea vellerea	14	0,88	11	0,91	0,12	0,32	2,1	1,19
Hyeronima alchorneoides	3	0,19	3	0,25	0,64	1,66	2,1	1,85
Ouratea parviflora	14	0,88	13	1,07	0,04	0,11	2,06	0,99
Swartzia langsdorffii	5	0,31	4	0,33	0,53	1,39	2,04	1,71
Terminalia januarensis	6	0,38	6	0,49	0,43	1,12	1,99	1,49
Mollinedia boracensis	10	0,63	9	0,74	0,22	0,57	1,93	1,19

Tabela 3. Continuação...

Espécies	NInd	RelDe	AbsFr	RelFr	AbsDo	RelDo	IVI	IVC
Psychotria nuda	14	0,87	13	1,07	0,04	0,11	2,4	0,98
Citronella paniculata	10	0,63	9	0,74	0,2	0,53	1,9	1,16
Myrcia sp.3	15	0,94	10	0,82	0,04	0,11	1,88	1,05
Pouteria caimito	5	0,31	5	0,41	0,43	1,12	1,84	1,43
Schefflera angustissima	7	0,44	6	0,49	0,34	0,89	1,82	1,33
Copaifera langsdorffii	6	0,38	6	0,49	0,36	0,93	1,8	1,31
Malouetia arborea	4	0,25	4	0,33	0,44	1,16	1,74	1,41
Virola bicuhyba	5	0,31	5	0,41	0,36	0,94	1,66	1,25
Astrocaryum aculeatissimum	10	0,63	9	0,74	0,09	0,25	1,61	0,87
Licania hoehnei	5	0,31	5	0,41	0,32	0,84	1,56	1,15
Myrceugenia myrcioides	10	0,63	8	0,66	0,1	0,25	1,54	0,88
Tachigali denudata	5	0,31	5	0,41	0,28	0,72	1,45	1,04
Eugenia neoaustralis	10	0,63	7	0,58	0,09	0,23	1,44	0,86
Eugenia excelsa	10	0,63	8	0,66	0,06	0,15	1,43	0,78
Hymenaea courbaril var. *altissima*	2	0,13	2	0,16	0,43	1,13	1,42	1,25
Dahlstedtia pinnata	9	0,56	9	0,74	0,03	0,08	1,39	0,65
Cupania oblongifolia	4	0,25	4	0,33	0,29	0,76	1,34	1,01
Tetrastylidium grandifolium	5	0,31	5	0,41	0,23	0,61	1,33	0,92
Cupania furfuracea	5	0,31	5	0,41	0,22	0,58	1,3	0,89
Mabea piriri	3	0,19	3	0,25	0,33	0,86	1,29	1,05
Eugenia cf. *bocainensis*	6	0,38	6	0,49	0,16	0,42	1,29	0,8
Eugenia cf. *supraaxillaris*	2	0,13	2	0,16	0,38	1	1,29	1,12
Guarea macrophylla subsp. *tuberculata*	7	0,44	6	0,49	0,13	0,35	1,28	0,79
Posoqueria latifólia	6	0,38	6	0,49	0,15	0,39	1,26	0,77
Pausandra morisiana	8	0,5	5	0,41	0,13	0,34	1,25	0,84
Eugenia monosperma	7	0,44	6	0,49	0,12	0,3	1,24	0,74
Maytenus ubatubensis	8	0,5	7	0,58	0,03	0,09	1,16	0,59
Mollinedia lamprophylla	6	0,38	6	0,49	0,11	0,28	1,15	0,66
Eugenia subavenia	7	0,44	7	0,58	0,03	0,08	1,09	0,51
Coussapoa microcarpa	2	0,13	2	0,16	0,29	0,77	1,06	0,89
Cabralea canjerana	1	0,06	1	0,08	0,35	0,91	1,06	0,97
Sorocea hilarii	6	0,38	5	0,41	0,1	0,26	1,05	0,64
Mouriri chamissoana	2	0,13	2	0,16	0,28	0,73	1,02	0,85
Lecythis cf. *lanceolata*	2	0,13	2	0,16	0,27	0,72	1,01	0,84
Sapium biglandulosum	2	0,13	2	0,16	0,27	0,71	1	0,83
Neomitranthes glomerata	4	0,25	4	0,33	0,16	0,42	1	0,67
Buchenavia kleinii	1	0,06	1	0,08	0,32	0,84	0,99	0,9
Calyptranthes strigipes	5	0,31	5	0,41	0,1	0,25	0,98	0,57
Cryptocarya saligna	4	0,25	4	0,33	0,13	0,34	0,91	0,59
Zollernia ilicifolia	4	0,25	4	0,33	0,1	0,27	0,85	0,52
Cecropia glaziovii	5	0,31	3	0,25	0,11	0,28	0,84	0,59
Jacaratia spinosa	4	0,25	3	0,25	0,13	0,33	0,83	0,58
Marlierea sylvatica	2	0,13	2	0,16	0,18	0,48	0,77	0,61
Marlierea racemosa	3	0,19	3	0,25	0,12	0,33	0,76	0,51
Myrcia pubipetala	3	0,19	3	0,25	0,11	0,29	0,73	0,48
Cyathea phalerata	4	0,25	4	0,33	0,04	0,1	0,68	0,35
Marlierea glazioviana	4	0,25	4	0,33	0,04	0,09	0,67	0,34
Salacia grandifolia	4	0,25	4	0,33	0,03	0,07	0,65	0,33
Lonchocarpus cultratus	2	0,13	2	0,16	0,14	0,36	0,65	0,48
Licaria armeniaca	3	0,19	3	0,25	0,08	0,21	0,64	0,39
Schefflera calva	4	0,25	4	0,33	0,02	0,06	0,64	0,31

Tabela 3. Continuação...

Espécies	NInd	RelDe	AbsFr	RelFr	AbsDo	RelDo	IVI	IVC
Quararibea turbinata	4	0,25	4	0,33	0,01	0,04	0,62	0,29
Guatteria australis	3	0,19	3	0,25	0,07	0,18	0,62	0,37
Aegiphila integrifolia	3	0,19	2	0,16	0,1	0,26	0,62	0,45
Psychotria birotula	4	0,25	4	0,33	0,01	0,03	0,61	0,28
Campomanesia laurifolia	4	0,25	3	0,25	0,03	0,08	0,58	0,33
Ecclinusa ramiflora	2	0,13	2	0,16	0,11	0,29	0,58	0,41
Myrcia richardiana	3	0,19	3	0,25	0,05	0,12	0,55	0,31
Pouteria aff. *torta*	1	0,06	1	0,08	0,15	0,4	0,54	0,46
Maytenus sp.3	1	0,06	1	0,08	0,15	0,39	0,53	0,45
Swartzia oblata	2	0,13	2	0,16	0,09	0,24	0,53	0,37
Bathysa stipulata	3	0,19	3	0,25	0,03	0,09	0,53	0,28
Pouteria sp.2	3	0,19	3	0,25	0,03	0,09	0,52	0,28
Eugenia cerasiflora	3	0,19	3	0,25	0,03	0,08	0,52	0,27
Endlicheria paniculata	3	0,19	3	0,25	0,02	0,05	0,49	0,24
Guapira hirsuta	2	0,13	2	0,16	0,07	0,19	0,48	0,32
Eugenia multicostata	3	0,19	3	0,25	0,02	0,04	0,48	0,23
Alsophila sternbergii	2	0,13	2	0,16	0,05	0,14	0,43	0,27
Tabebuia serratifolia	2	0,13	2	0,16	0,05	0,13	0,42	0,26
Eugenia involucrata	1	0,06	1	0,08	0,1	0,27	0,41	0,33
Miconia tristis	3	0,19	2	0,16	0,02	0,04	0,4	0,23
Pouteria sp.1	1	0,06	1	0,08	0,09	0,24	0,39	0,3
Maytenus robusta	1	0,06	1	0,08	0,09	0,23	0,37	0,29
Symplocos variabilis	2	0,13	2	0,16	0,03	0,08	0,37	0,21
Henriettella glabra	1	0,06	1	0,08	0,08	0,22	0,36	0,28
cf. *Chomelia pohliana*	1	0,06	1	0,08	0,08	0,21	0,35	0,27
Heisteria silvianii	2	0,13	2	0,16	0,02	0,06	0,35	0,18
Myrocarpus frondosus	2	0,13	2	0,16	0,02	0,05	0,34	0,18
Alseis floribunda	2	0,13	2	0,16	0,02	0,05	0,34	0,17
Pseudopiptadenia leptostachya	2	0,13	2	0,16	0,02	0,04	0,33	0,17
Alchornea glandulosa	2	0,13	2	0,16	0,02	0,04	0,33	0,17
Daphnopsis schwackeana	2	0,13	2	0,16	0,01	0,04	0,33	0,16
Randia sp.1	2	0,13	2	0,16	0,01	0,03	0,32	0,15
Allophylus petiolulatus	2	0,13	2	0,16	0,01	0,02	0,31	0,15
Eugenia mosenii	2	0,13	2	0,16	0,01	0,02	0,31	0,14
Miconia sp.1	2	0,13	2	0,16	0,01	0,02	0,31	0,14
Ocotea teleiandra	2	0,13	2	0,16	0	0,01	0,3	0,14
Protium kleinii	1	0,06	1	0,08	0,06	0,15	0,3	0,21
Ocotea tabacifolia	1	0,06	1	0,08	0,06	0,15	0,29	0,21
Miconia cabucu	1	0,06	1	0,08	0,05	0,13	0,27	0,19
Magnolia ovata	1	0,06	1	0,08	0,05	0,12	0,27	0,18
Rustia formosa	1	0,06	1	0,08	0,04	0,11	0,26	0,17
Inga edulis	1	0,06	1	0,08	0,04	0,1	0,24	0,16
Miconia cf. *picinguabensis*	2	0,13	1	0,08	0,01	0,03	0,24	0,15
indeterminada sp.3	1	0,06	1	0,08	0,03	0,09	0,23	0,15
Eugenia batingabranca	1	0,06	1	0,08	0,03	0,08	0,22	0,14
Tontelea aff. *fluminensis*	1	0,06	1	0,08	0,03	0,07	0,21	0,13
Myrcia sp.4	1	0,06	1	0,08	0,02	0,05	0,19	0,11
Marlierea suaveolens	1	0,06	1	0,08	0,02	0,05	0,19	0,11
Randia sp.2	1	0,06	1	0,08	0,01	0,04	0,18	0,1
Pourouma guianensis	1	0,06	1	0,08	0,01	0,03	0,18	0,1
Rollinia dolabripetala	1	0,06	1	0,08	0,01	0,03	0,17	0,09

Tabela 3. Continuação...

Espécies	NInd	RelDe	AbsFr	RelFr	AbsDo	RelDo	IVI	IVC
Calyptranthes lanceolata	1	0,06	1	0,08	0,01	0,03	0,17	0,09
Hirtella hebeclada	1	0,06	1	0,08	0,01	0,02	0,16	0,08
Ilex theezans	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,16	0,07
Casearia sylvestris	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,16	0,07
Mollinedia uleana	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,16	0,07
Leandra dasytricha	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,15	0,07
Eugenia cuprea	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,15	0,07
Matayba intermedia	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,15	0,07
Inga grazielae	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,15	0,07
Brosimum lactescens	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,15	0,07
Inga capitata	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,15	0,07
indeterminada sp.4	1	0,06	1	0,08	0	0,01	0,15	0,07
Meriania calyptrata	1	0,06	1	0,08	0	0	0,15	0,07
Coutarea hexandra	1	0,06	1	0,08	0	0	0,15	0,07
indeterminada sp.2	1	0,06	1	0,08	0	0	0,15	0,07

pode ser citada a altura máxima atingida pelos indivíduos, que em outros locais pode chegar até 25 m (Reitz 1974). O mesmo se dá na parcela H, onde os indivíduos atingem no máximo 13 m de altura, e a maioria (79%) tem de 4 a 8 m.

Na parcela F o índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3,56 e o índice de equabilidade de Pielou (J), de 0,76. Na parcela H o valor de H' foi de 4,05 e o J, de 0,80. Os dois trechos diferiram com respeito à diversidade ao nível de 0,05% ($p < 0,0001$). Houve diferença entre os *H'* dos dois trechos ($t_{modificado} = 9,5347$; $p < 0.05$), o que já era esperado devido ao ambiente mais perturbado apresentado pelo trecho mais baixo. O Índice de Simpson (C) (0,032 para a parcela H e 0,056 para a parcela F) mostram que a diferença de diversidade ocorre devido à maior dominância de algumas espécies.

As análises multivariadas indicaram separação entre os dois trechos, e com o dendrograma de similaridade reconhecemos a formação de dois blocos florísticos, tanto para a matriz de presença ou ausência quanto para a quantitativa (Figura 4). A parcela H apresentou maior diversidade, e podemos sugerir que este fato se deve, pelo menos em parte, ao menor grau de perturbação. Para a matriz binária a similaridade de Jaccard foi de 0,55 e a correlação cofenética foi de 0,69, enquanto para a matriz quantitativa o coeficiente de Bray Curtis foi de 0,29 e a correlação cofenética foi de 0,72.

A ordenação por PCO binária também separou os trechos estudados; na matriz binária o primeiro eixo explica 7,19% da variância total dos dados, enquanto o segundo explica apenas 2,69% dessa variância. Na matriz quantitativa o primeiro eixo explica 14,34% da variância e o segundo 4,48% (Figura 5). A análise TWINSPAN separou quase todas as subparcelas dos trechos em sua primeira divisão tanto na matriz de presença e ausência (autovalor: 0,54) quanto na matriz quantitativa (autovalor: 0,58), e as espécies indicadoras para a parcela F foram *Bathysa australis*, *Lonchocarpus cultratus*, *Alsophila sternbergii* e, para a parcela H, *Rudgea jasminoides*, *Euterpe edulis*, *Coussarea meridionalis* e *Eugenia prasina*.

A Tabela 1 apresenta ainda dados referentes à raridade das espécies amostradas neste estudo. De todas as espécies analisadas nos trechos, 55% foram localmente abundantes e 45% foram escassas, com apenas um ou dois indivíduos; 81% das espécies ocorrentes nos dois trechos são ocasionais ou comuns, segundo Moreira (2007), com um até 10 indivíduos. Oitenta e quatro destas espécies também ocorreram com baixa freqüência em outros estudos de mesma fisionomia. De todas as espécies ocorrentes nos dois trechos, 119 constam na análise de Caiafa & Martins (2010), das quais 75% são espécies comuns. Ainda segundo aqueles autores, foram encontradas cinco formas de raridade para 29 espécies deste trabalho. Uma proporção de 2,1% (quatro espécies) foi rara devido a populações escassas, distribuição geográfica ampla e ocorrência em vários hábitats (forma 1). Já 9,4% (18 espécies) foram raras devido a populações abundantes, distribuição geográfica restrita e ocorrência em vários hábitats, enquanto 2,6% (cinco espécies) foram raras devido à populações escassas, distribuição restrita e ocorrência em vários hábitats (forma 5). Uma espécie foi rara pois é localmente abundante, com distribuição restrita e hábitat preferencial (forma 6), e outra por ser escassa, ter distribuição restrita e hábitat preferencial (forma 7). Entre as espécies classificadas, não foram encontradas espécies raras quanto ao hábitat preferencial, populações abundantes e ampla distribuição (forma 2), nem quanto populações escassas, hábitat único e ampla distribuição (forma 3). Das espécies amostradas, cinco encontram-se na categoria quase ameaçadas (QA), e cinco na vulnerável (VU); 105 são endêmicas do Brasil, 90 ocorrem apenas na Mata Atlântica e 51 têm distribuição restrita, ocorrendo somente em ambientes de Floresta Ombrófila Densa. Das espécies endêmicas, 38 ocorrem em ambos os trechos, 12 ocorrem somente na parcela F e 50 ocorrem somente na parcela H.

Discussão

Os dois trechos são bastante singulares, sendo que a parcela H destaca-se pela riqueza. Uma vez que o declínio de espécies está intimamente associado às atividades antrópicas (Hero & Ridgway 2006), e considerando que a retirada seletiva de madeira pode causar alterações na estrutura das florestas e estar associada a baixos índices de diversidade (Borém & Oliveira-Filho 2002, Neves & Peixoto 2008), a perturbação da área deve ser considerada como relevante nas comparações florísticas (Carvalho et al. 2006). Reflexos das atividades antrópicas, como a fragmentação florestal, por exemplo, vêm sendo detectados em comunidades e populações vegetais, variando de alterações na composição e riqueza de espécies (Bernacci et al. 2006) a perdas de variabilidade genética por deriva (Seoane et al. 2000). Considerando que efeitos como estes podem levar as espécies

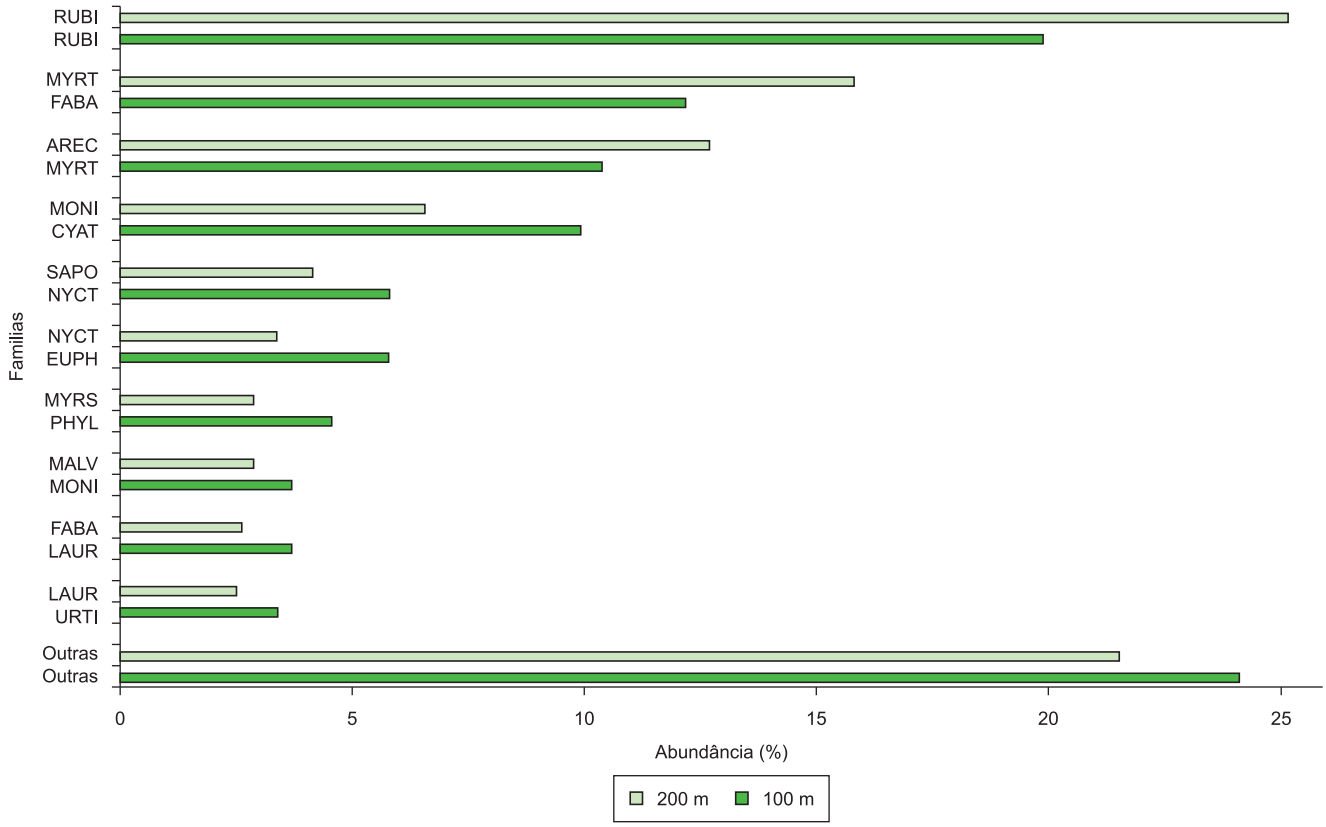


Figura 1. Famílias mais abundantes dos indivíduos com pelo menos 15 cm de perímetro de tronco (a 1,30 m do solo) amostrados em dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submonana (100 e 200 m de altitude) na Fazenda Capricórnio (Ubatuba, SP).

Figure 1. More abundant families of individuals with at least 15 cm perimeter (1,30 m beyond ground) sampled in two areas of Submontane Rainforest (at 100 and 200 m altitude) in Capricórnio Farm (Ubatuba, SP).

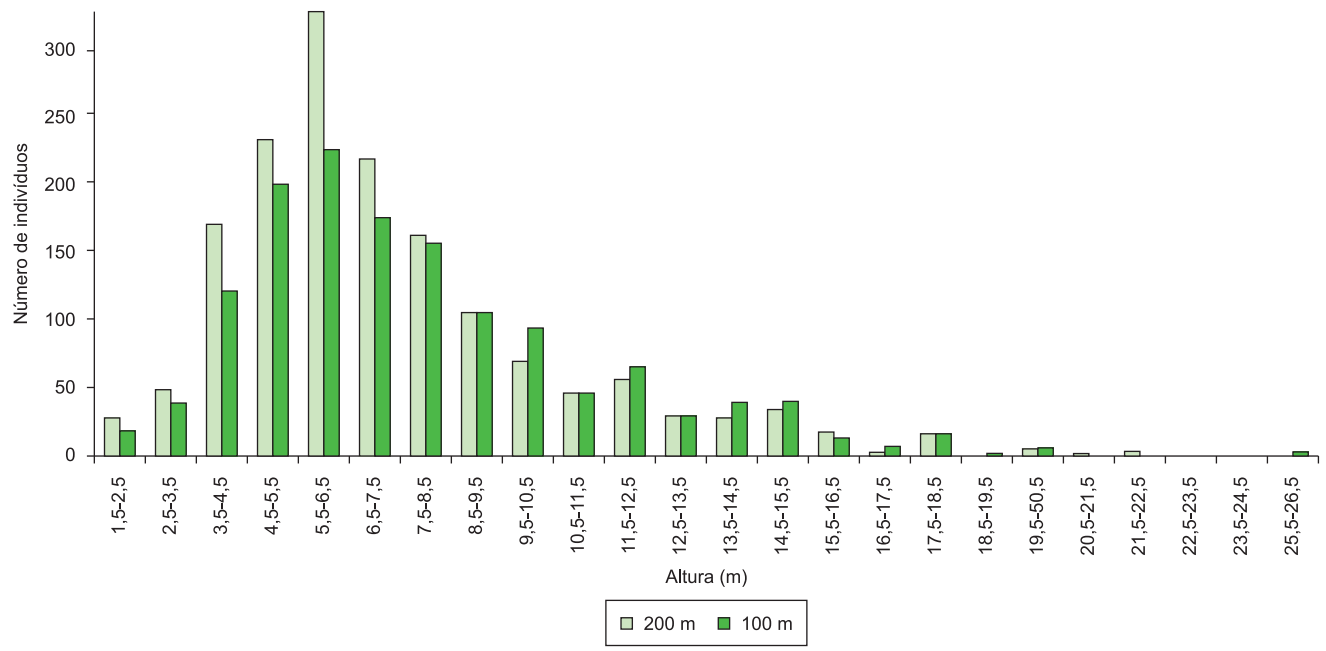


Figura 2. Classes de altura dos indivíduos com pelo menos 15 cm de perímetro de tronco (a 1,30 m do solo) amostrados em dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submonana (100 e 200 m de altitude) na Fazenda Capricórnio (Ubatuba, SP).

Figure 2. Height classes of individuals with at least 15 cm perimeter (1,30 m beyond ground) sampled in two areas of Submontane Rainforest (at 100 and 200 m altitude) in Capricórnio Farm (Ubatuba, SP).

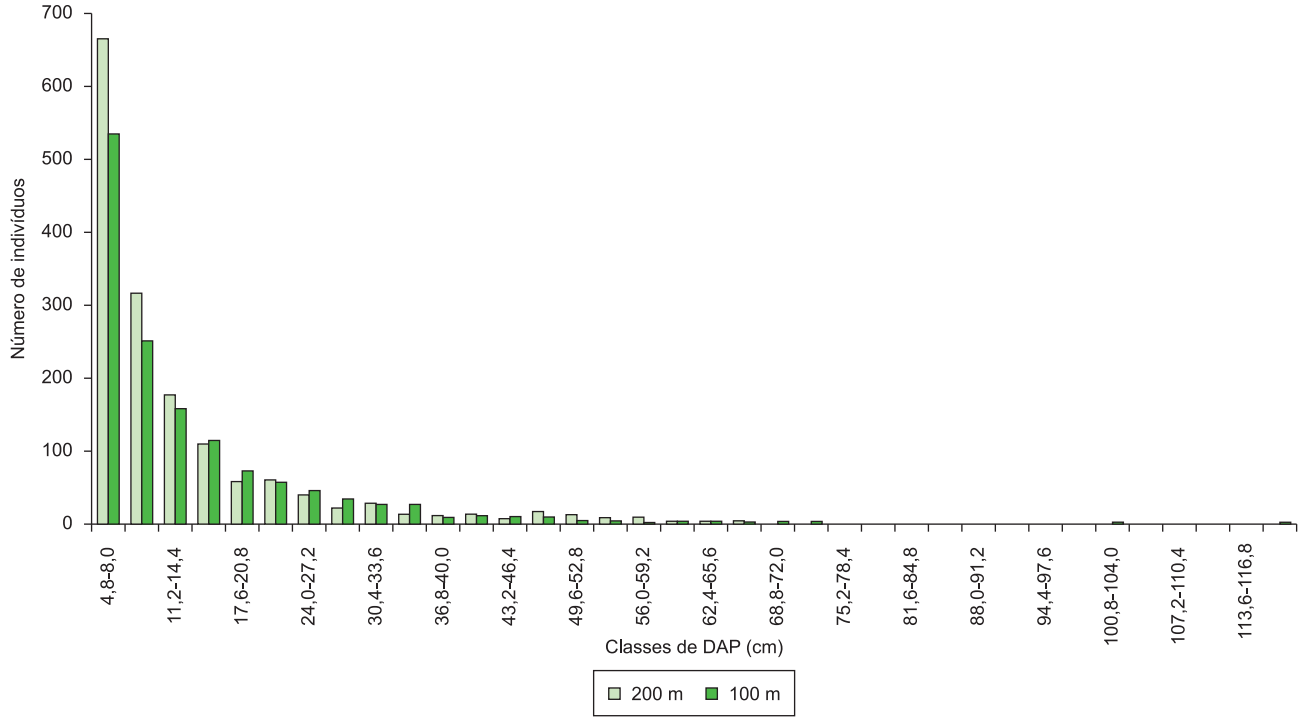


Figura 3. Classes de diâmeto à altura do peito (DAP) dos indivíduos com pelo menos 15 cm de perímetro de tronco (a 1,30 m do solo) amostrados em dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submonana (100 e 200 m de altitude) na Fazenda Capricórnio (Ubatuba, SP).

Figure 3. Diameter breast height (DBH) classes of individuals with at least 15 cm perimeter (1,30 m beyond ground) sampled in two areas of Submontane Rainforest (at 100 and 200 m altitud) in Capricórnio Farm (Ubatuba, SP).

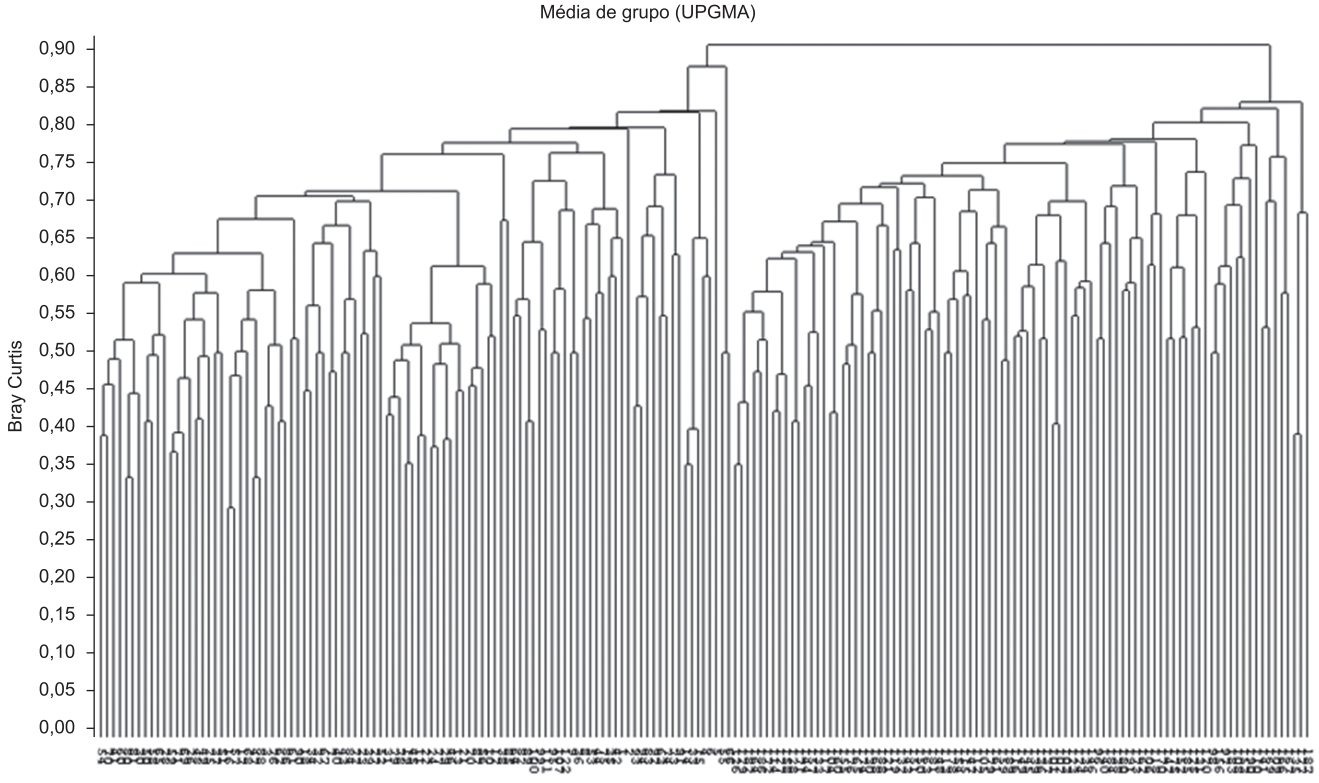


Figura 4. Dendrograma de similaridade (média de grupo UPGMA) calculada a partir da abundância de espécies amostradas em dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submonana (100 e 200 m de altitude) na Fazenda Capricórnio (Ubatuba, SP) em dois trechos de floresta ombrófila densa submontana, Ubatuba, SP através do índice de similaridade florística de Bray Curtis.

Figure 4. Dendrogram obtained by UPGMA, using the 'Bray Curtis' index, calculated from the species' ausence/presence sampled in two areas of Submontane Rainforest (at 100 and 200 m altitud) in Capricórnio Farm (Ubatuba, SP).

à extinção (Schneider et al. 2003, Olifiers & Cerqueira 2006), uma possível explicação para a menor riqueza na parcela F seria a perturbação da área.

As famílias Myrtaceae e Rubiaceae predominaram tanto em riqueza quanto em abundância nos dois trechos. Reconhecidamente ricas, estas famílias se destacam também em outros estudos realizados em áreas de mesma fisionomia (Silva & Leitão Filho 1982, Sanchez et al. 1999, Lacerda 2001, Campos 2008).

Baixos valores de área basal foram associados, por diversos autores, a atividades como lavoura e pastagem (Guedes-Bruni et al. 2006), perturbações antrópicas e incêndios (Pessoa & Oliveira 2006), redução de área e alteração na forma do fragmento (Silva & Nascimento 2001), enquanto valores mais altos foram relacionados a um melhor estado de conservação (Kurtz & Araújo 2000, Sztutman & Rodrigues 2002, Moreno et al. 2003). Borém & Oliveira-Filho (2002) encontraram diferenças que variavam do trecho mais perturbado para o mais conservado. Comparada aos valores obtidos em todos aqueles trabalhos, e conhecendo o histórico de exploração seletiva de madeira na Fazenda Capricórnio, o valor de área basal encontrado para a parcela F deve estar relacionado às interferências decorrentes da retirada de árvores. No entanto, este valor é maior que o encontrado para trechos de florestas mais perturbados, como por exemplo os trabalhos anteriormente citados. Na parcela H os valores aproximam-se dos observados em áreas mais bem conservadas. Comparações como essas devem ser consideradas com cautela, pois as diferenças na metodologia utilizada influenciam nos resultados.

Na parcela F a importância das espécies tem a ver com sua abundância, enquanto na parcela H este fator deve-se ao diâmetro dos indivíduos. Segundo Whitmore (1990), distúrbios ambientais como desmatamento e corte seletivo contribuem, em florestas tropicais de grande heterogeneidade florística, para o aumento da densidade de poucas espécies, o que deve explicar a situação da parcela F, onde a extração seletiva de madeira pode ter proporcionado, além do aumento da densidade de *B. australis*, *A. sternbergii* e *L. cultratus*, certa perda de diversidade no estrato arbóreo. A grande abundância destas espécies deve ser favorecida pelas aberturas no dossel provocadas pela retirada das grandes árvores. Na parcela H, que possui menor quantidade de clareiras, estas não se sobressaem tanto ou ocorrem com número bem menos expressivo de indivíduos, sendo pouco abundantes e até consideradas raras em outros trabalhos (Tabela 1).

Euterpe edulis, uma das espécies mais importantes da Mata Atlântica, foi intensamente explorada na parcela F, contrastando com o maior número de indivíduos ocorrentes na parcela H. Borém & Ramos (2001) e Borém & Oliveira-Filho (2002) associaram a abudância de *E. edulis* a áreas pouco alteradas. Lacerda (2001) também encontrou abundância de *E. edulis* em seu estudo, apesar das diferenças no tamanho das suas áreas de amostragem em relação ao presente estudo. Silva & Leitão Filho (1982) e Moreno et al. (2003) encontraram pouca abundância para esta espécie, no entanto deve-se considerar que o critério de inclusão adotado naqueles trabalhos (DAP ≥ 10 cm) foi maior que o considerado neste estudo. Já Cyatheaceae ocorre com maior abundância na parcela F, e com poucos indivíduos na parcela H, o que pode estar associado à diminuição do número de indivíduos de *E. edulis*, retirados clandestinamente. Além disso, o processo de retirada seletiva de madeira, que acaba por derrubar as árvores próximas às selecionadas para o corte, contribui para a formação de clareiras, que pode estar facilitando o estabelecimento das samambaias e dificultando a regeneração da população de palmitos nesta área. Segundo Nakazono et al. (2001), plantas de *E. edulis* apresentam intolerância à luz solar plena durante o seu crescimento inicial, sendo necessário certo grau de sombreamento neste estágio. Embora uma relação entre a ausência de *E. edulis* e a presença de

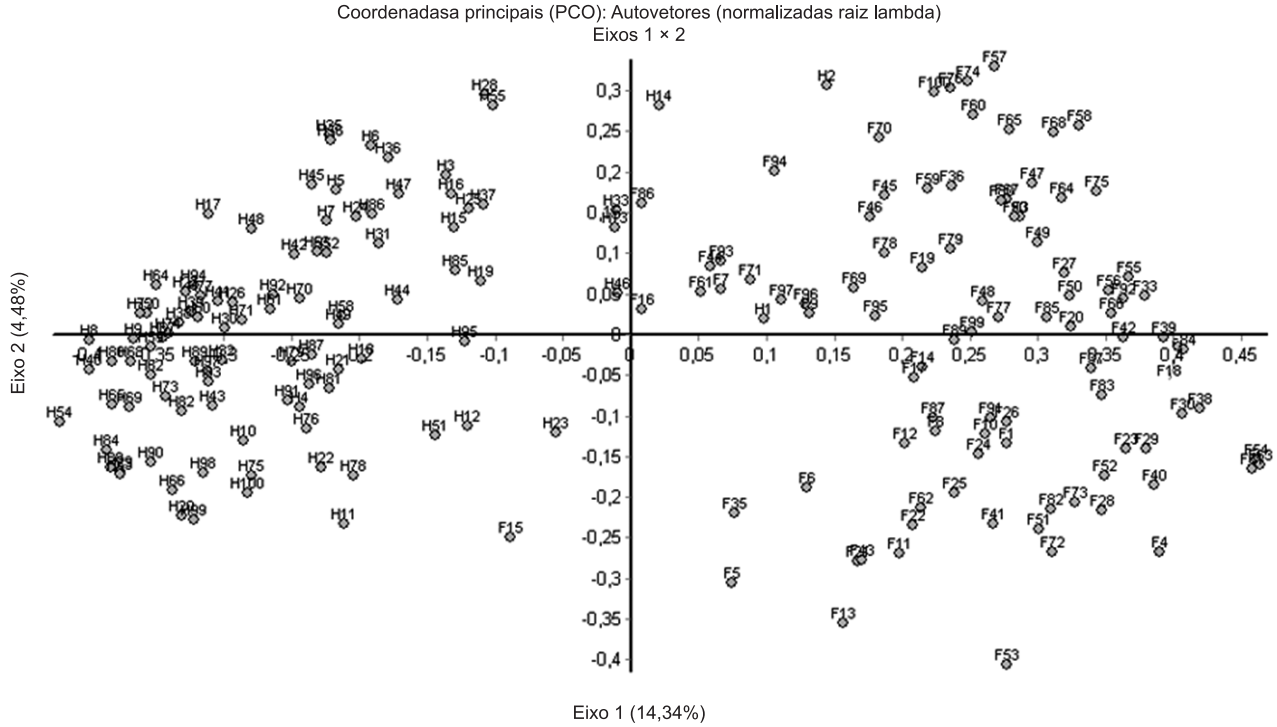


Figura 5. Diagrama de ordenação de uma Análise de Componentes (CA) calculados a partir da abundância de espécies amostradas em dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Submonana (100 e 200 m de altitude) na Fazenda Capricórnio (Ubatuba, SP), através do índice de similaridade florística de Bray Curtis.

Figure 5. Ordination diagram of a CA calculated from the species' abundance sampled in two areas of Submontane Rainforest (at 100 and 200 m altitud) in Capricórnio Farm (Ubatuba, SP), using the Bray Curtis' floristic similarity index.

A. sternbergii seja de difícil comprovação, é possível que estas espécies, que compartilham características arquiteturais semelhantes, se sobreponham parcialmente em relação ao nicho ocupado (Simey Fish, informação pessoal). Na parcela H, *A. sternbergii* parece tolerar a luz e coloniza a área, tendo benefício frente a baixa abundância de *E. edulis*. Sylvestre & Kurtz (1994) salientam a importância fitossociológica de *Cyathea delgadii* Sternb. em matas preservadas e em matas secundárias, devido aos seus consideráveis valores de densidade e freqüência. Melo & Salino (2007) também observaram que *A. sternbergii* ocorria, com freqüência, em ambientes alterados. Schmitt & Windisch (2007) observaram que indivíduos jovens de *C. delgadii* ocorriam em uma área cujo estágio sucessional era mais recente, com maior disponibilidade de luz no sub-bosque. O destaque de Cyatheaceae e a falta de *E. edulis* na parcela F sinalizam para a ocorrência de fatores de perturbação na área, dadas as características sucessionais dessas espécies.

Além da presença e principalmente da abundância de *A. sternbergii* e *L. cultratus* na parcela F, pode-se citar *Cyathea hirsuta*, *Alchornea triplinervea*, *A. glandulosa* e *Cecropia glaziovii*, que não estão presentes ou ocorrem com número bem menor de indivíduos na parcela H. Provavelmente as perturbações ocorridas no primeiro trecho favoreceram o estabelecimento destas espécies por tornar o ambiente mais aberto. Borém & Oliveira-Filho (2002) atribuíram a abundância de espécies como *Cecropia glaziovii* à perturbação ocorrida na área estudada por eles, chamando a atenção para o fato de a espécie ser indicadora de formações que sofreram alterações.

Enquanto 62% das espécies ocorrentes na parcelas F são pioneiras ou secundárias iniciais, na parcela H as espécies destas categorias sucessionais atingem 18% (Tabela 1). Já para as espécies clímax ou secundárias tardias, acontece o contrário: 22% ocorrem na parcela F e 65% na parcela H, sendo este outro indicador das diferenças de conservação entre as áreas.

Baixos índices de diversidade são associados a perturbações antrópicas (Borém & Oliveira-Filho 2002), o que corresponde às condições da parcela F. Provavelmente a maior perturbação deste ambiente, decorrente da extração seletiva de madeira e palmito, contribuiu para as diferenças encontradas. Os valores obtidos para a parcela F são menores que os de trechos conservados de Floresta Ombrófila Densa Submontana, enquanto os da parcela H são equivalentes ou um pouco menores, quando comparados a outros trabalhos (Lacerda 2001, Guedes-Bruni et al. 2006, Carvalho et al. 2007).

Em análise de Pedro Eisenlohr (comunicação pessoal), a parcela F apresentou diferenças florísticas tanto em relação à parcela H quanto às outras cinco parcelas analisadas ao longo do gradiente altitudinal, e não houve influência do aumento de altitude na riqueza e diversidade de espécies. Assim, pode-se sugerir que, embora localizados em altitudes diferentes, grande parte das diferenças entre os dois trechos aqui estudados pode ser atribuída à perturbação antrópica.

A formação de blocos e grupos florísticos distintos para os dois trechos estudados é corroborada pela convergência entre os resultados gerados a partir das duas matrizes florísticas, porém a maior consistência na ordenação por PCO da matriz quantitativa sugere que a abundância dos indivíduos é um fator bem importante na separação dos blocos e, aliada às diferenças quanto à área basal, o histórico de perturbação deve ser levado em consideração nos resultados, que indicam que os trechos estudados apresentam diferenças estruturais.

Com relação à distribuição geográfica das espécies ou a sua classificação sucessional, houve dificuldades de se obter informações para todos os táxons. Essas informações geralmente foram encontradas em trabalhos de flora e monografias. A presença de espécies com baixa constância é um fato comum na Mata Atlântica (Scudeller 2001), o que contribui para a diversidade das áreas estudadas. Caiafa & Martins (2010) salientam que variáveis como a presença de espécies raras em diferentes graus, distribuição geográfica restrita, restrição de hábitats e baixa abundância local demonstram a situação de ameaça à qual as espécies da Mata Atlântica estão sujeitas. Embora aqueles autores tenham utilizado uma metologia diferente e uma área bem mais abragente para aplicar os critérios sugeridos por Rabinowitz et al. (1986), esta afirmação também se aplica ao presente estudo, onde foram encontradas muitas espécies raras e que só ocorrem em ambientes de Floresta Ombrófila Densa, considerando-se no presente estudo esta fisionomia como variável de distribuição restrita. 'Uma vez que a conservação in situ é considerada a melhor estratégia para a proteção de espécies ameaçadas, destaca-se a grande importância do Parque Estadual da Serra do Mar, que abriga extensas áreas de floresta ainda preservada.

Conclusões

Os resultados confirmam que os trechos estudados diferem entre si em sua composição, diversidade, estrutura e prevalência das categorias sucessionais das espécies. As características distintas entre os dois trechos indicam condições diferentes de conservação, sendo a parcela H menos perturbada. As diferenças florísticas e estruturais constatadas entre os dois trechos podem ser associadas principalmente à ocorrência e à intensidade das perturbações sofridas pela parcela F. Para as duas áreas, as espécies amostradas são as comumente descritas para a fisionomia da Floresta Ombrófila Densa Submontana, e as famílias mais ricas são, exceto Cyatheaceae, aquelas comumente citadas em trabalhos realizados em outros trechos de mesma fisionomia. A presença de espécies com diferentes graus de raridade e endemismo indica a importância da área e a situação de ameaça das espécies aí ocorrentes.

Agradecimentos

Este trabalho é parte da dissertação de Mestrado da primeira autora. Programa de Pós Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, Instituto Agronômico, Campinas-SP, e foi parcialmente financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional: Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (Processo 03/12595-7), que faz parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br). Autorização COTEC/IF 41.065/2005 e autorização IBAMA/CGEN 093/2005. Os autores agradecem: a Fapesp pela infra-estrutura disponibilizada no projeto temático; aos proprietários da Fazenda Capricórnio, por autorizarem a realização do trabalho na área; às Dras. Simone Aparecida Vieira e Luciane F. Alves, pela coordenação dos trabalhos de campo; aos srs. Salvador dos Santos e Osvaldo dos Santos, José Ataliba Mantelli Aboin Gomes, Fábio Benedetti e Hugo Rodrigues Gonçalves pelo auxílio nos trabalhos de campo; José Ataliba Mantelli Aboin Gomes, George J. Shepherd, Juliano Van Melis e Catia Urbanetz pelo auxílio com o programa Fitopac; Adriana Ramos pelo auxílio com as figuras; Mariella Eltink (IAC) pelo grande auxílio no processamento dos materiais coletados e na elaboração das fotos; Ariane Saldanha de Oliveira (IAC) pelo processamento dos materiais coletados; Leonardo Dias Meireles, Luis Carlos Bernacci, Marco Assis, João Semir, Jorge Yoshio Tamashiro pelo auxílio na triagem e identificação das espécies; Angela Borges Martins (Melastomataceae), Cyl Farney (Nyctaginaceae), Edson Dias da Silva (Fabaceae), Fátima O. Souza (Asteraceae), Giseli Areias (Cyatheaceae), Inês Cordeiro (Euphorbiaceae), João Batista Baitello (Lauraceae), Luis Carlos Bernacci (Myrsinaceae), Marcos Guerra Sobral (Myrtaceae), Sérgio Romaniuc Neto (Moraceae e Urticaceae)

e Sigrid Luiza Jung Mendaçolli (Rubiaceae) pela identificação ou confirmação das determinações; Pedro Vasconcellos Eisenlohr, pela inestimável ajuda com as análises.

Referências Bibliográficas

BARBOSA, L.M., BARBOSA, T.C., BARBOSA, K.C., PARAJARA, F.C., BARBOSA, J.M. & SHIRASUNA, R. 2009. A importância dos estudos sobre a flora e a restauração florestal, nas áreas diretamente afetadas do Rodoanel Trecho Sul em São Paulo - SP. In: Anais do III Simpósio sobre Recupração de Áreas Degradadas. L.M. Barbosa (coord.). SMA, IB, p. 10-39.

BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., ÀRBOCZ, G.F., CATHARINO, E.L.M., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). Rev. Inst. Flor. 18:121-166.

BIODIVERSITAS. 2010. Revisão da lista da flora brasileira amaeaçada de extinção. http://www.biodiversitas.org.br

BORÉM, R.A.T. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2002. Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de Mata Atlântica, no município de Silva Jardim - RJ, Brasil. Rev. Arvore 26(6):727-742.

BORÉM, R.A.T. & RAMOS, D.P. 2001. Estrutura fitossociológica da comunidade arbórea de uma topossequência pouco alterada de uma área de floresta atlântica, no município de Silva Jardim-RJ. Rev. Arvore 25(1):131-140.

BRANDÃO, C.F.L.S., MARANGON, L.C., FERREIRA, R.L.C. & LINS E SILVA, A.C. 2009. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo em um fragmento de floresta atlântica em Igarassu - Pernambuco. Rev. Bras. Ciênc. Agrár. 4(1):55-61.

BRASIL. 2008. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Instrução normativa MMA nº 06, de 23 de setembro de 2008. Disponível em: http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=179&idConteudo=8121&idMenu=8618

CAIAFA, A.N. & MARTINS, F.R. 2010. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest Biodivers. Conserv. 19:2597-2618. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9861-6

CAMPOS, M.C.R. 2008. Relação da composição e estrutura do componente arbóreo com variáveis micropográficas e edáficas da Floresta Ombrófila Densa do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba/SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CARDOSO-LEITE, E. & RODRIGUES, R.R. 2008. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de floresta estacional no Sudeste do Brasil. Rev. Arvore 32(3):583-595. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000300019

CARVALHO, F.A., NASCIMENTO, M.T. & BRAGA, M.A. 2006. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. Acta Bot. Bras. 20(3):727-740. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000300022

CARVALHO, F.A., NASCIMENTO, M.T. & BRAGA, M.A. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). Rev. Arvore 31(4):717-730. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000400017

CATHARINO, E.L.M., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. Biota Neotrop. 6(2):1-28. http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032006000200004

DIAS NETO, O.C., SCHIAVINI, I., LOPES, S.F., VALE, V.S., GUSSON, A.E. & OLIVEIRA, A.P. 2009. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de floresta estacional semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. Rodriguésia 60(4):1087-1100.

ELTINK, M., RAMOS, E., TORRES, R.B., TAMASHIRO, J.Y., GALLEMBECK, E. & KIMURA, E. 2011. Chave de identificação de espécies do componente arbóreo da Floresta Ombrófila Densa Atlântica Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba/SP, com base em caracteres vegetativos. Biota Neotropica 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?identification-key+bn02511022011

ELTINK, M., TORRES, R.B., RAMOS, E., GALEMBECK, E. & KIMURA, E. 2009. Guia de árvores da Mata Atlântica. UNICAMP, Campinas. http://www.bdc.ib.unicamp.br/gama

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. 2006. Global Forest Resources Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147.

FORZZA, R.C., LEITMAN, P.M., COSTA, A., CARVALHO JR, A.A. PEIXOTO, A.L., WALTER, B.M.T., BICUDO, C., ZAPPIR, D., COSTA, D.P., LLERAS, E., MARTINELLI, G., LIMA, H.C., PRADO, J. STEHMANN, J.R., BRAUMGRATZ, J.F.A., PIRANI, J.R., SYLVESTRE, L.S., MAIA, L.C., LOHMANN, L.G., PAGANUCCI, L., SILVEIRA, M., NADRUZ, M., MAMEDE, M.C.H., BASTOS, M.N.C., MORIM, M.P., BARBOSA, M.R., MENEZES, M., HOPKINS, M., SECCO, R. CAVALCANTI, T., SOUZA, V.C. 2010. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas (C. Galindo-Leal & I.G. Câmara, eds.). Fundação SOS Mata Atlântica, p.3-11. http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/CapituloIStatusdoHotspotMataAtlantica.pdf (último acesso em 20/10/2010.).

GAUCH JUNIOR, H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge.

GUEDES-BRUNI, R.R., SILVA NETO, S.J., MORIM, M.P. & MANTOVANI, V. 2006. Composição florística e estrutura de trecho de floresta ombrófila densa atlântica aluvial na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia 57(3):413-428.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST - Palaeontological statistics. http://folk.uio.no/ohammer/past/ (último acesso em 12/02/2009).

HEGERL, G.C., ZWIERS, F.W., BRACONNOT, P., GILLET, N.P., LUO, Y., MARENGO ORSINI, J.A., NICHOLLS, N., PENNER, J.E. & STOTT, P.A. 2007. 2007: Understanding and attributing climate change. In Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, & H.L. Miller, eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, p.663-745. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4-wg3-chapter9.pdf. (último acesso em 17/01/2008).

HERO, J.-M. & RIDGWAY, T. 2006. Declínio global de espécies. In Biologia da Conservação: Essências (C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M.V. Sluys & M.A.S. Alves, orgs). Rima, São Carlos, p.53-90.

INSTITUTO FLORESTAL - IF. 2006. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Mar. Instituto Florestal, Instituto Ekos Brasil, São Paulo. http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/PE_SERRA_MAR. (último acesso em 22/01/2008).

IVANAUSKAS, N.M. 1997. Caracterização florística e fisionômica da Floresta Atlântica sobre a formação Pariquera-Açu, na Zona da Morraria Costeira do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

JENKINS, C.N. & PIMM, S.L. 2006. Definindo prioridades de conservação em um hotspot de biodiversidade global. In Biologia da Conservação: Essências (C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M.V. Sluys & M.A.S. Alves, orgs). RiMa, São Carlos, p.41-52.

JOLY, C.A., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C., TAMASHIRO, J.Y., CAMPOS, M.C.R., GOMES, J.A.M.A., SANCHEZ, M., SANTOS, F.A.M., PEDRONI, F., PEREIRA, L.S., PADGURSCHI, M.C., PRATA, E.M.B., RAMOS, E., TORRES, R.B., ROCHELLE, A.L.C., MARTINS, F.R, ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., MARTINELLI, L.A., CAMARGO, P.B., SIMÕES, E., VILLANI, J.P. & BELINELLO, R. 2011. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da Mata Atlântica ao longo do gradiente altitudinal dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia/PESM, do sudeste do Brasil. Biota Neotropica 11(2):no prelo.

KRONKA, F.J.N., NALON, M.A. & MATSUKUMA, C.K. (coord). 2005. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Secretaria de Meio Ambiente, Instituto Florestal e Imprensa Oficial, São Paulo.

KURTZ, B.C. & ARAÚJO, D.S.D. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia 51(78/79):69-111.

LACERDA, M.S. 2001. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, Oxford.

MANTOVANI, M., RUSCHEL, A.R., PUCHALSKI, A., SILVA, J.Z., REIS, M.S. & NODARI, R.O. 2005. Diversidade de espécies e estrutura sucessional de uma formação secundária da floresta ombrófila densa. Sci. For. 67:14-26.

McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD - multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach.

MELO, L.C.N. & SALINO A. 2007. Pteridófitas em fragmentos florestais da APA Fernão Dias, Minas Gerais, Brasil. Rodriguésia 58(1):207-220.

MOREIRA, C.M. 2007. Avaliação de métodos fitossociológicos através de simulações de amostragens numa parcela permanente de Cerradão, na Estção Ecológica de Assis, SP. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

MORENO, M.R., NASCIMENTO, M.T. & KURTZ, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região de Imbé, RJ. Acta Bot. Bras. 17(3):371-386.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. 2000. Nature 403:852-858. http://dx.doi.org/10.1038/35002501

NAKAZONO, E.M., COSTA, M.C., FUTATSUGI, K. & PAULILO, M.T.S. 2001. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. Rev. Bras. Bot. 24(2):173-179. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042001000200007

NEVES, G.M.S. & PEIXOTO, A.L. 2008. Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de dois remanescentes em regeneração de Floresta Atlântica secundária na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro. Pesq., Bot. 59:71-112.

OLIFIERS, N. & CERQUEIRA, R. 2006. Fragmentação de habitat: efeitos históricos e ecológicos. In Biologia da conservação: essências (C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M.V. Sluys & M.A.S. Alves, orgs.). RiMa, São Carlos, p. 261-279.

PESSOA, S.V.A. & OLIVEIRA, R.R. 2006. Análise estrutural da vegetação arbórea em três fragmentos florestais na Reserva Biológica de Poços das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia 57(3):391-411.

PIELOU, E.C. 1975. Ecological Diversity. John Wiley and Sons, New York.

PINTO, L.V.A., DAVIDE, A.C., BOTELHO, S.A., OLIVEIRA-FILHO, A.T. & MACHADO, E.L.M. 2005. Distribuição das espécies arbóreo-arbustivas ao longo do gradiente de umidade do solo de nascentes pontuais da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. Cerne 11(3):294-305.

POOLE, R.W. 1974. An introduction to quantitative ecology. McGraw-Hill, New York.

RABINOWITZ, D., CAIRNS, S. & DILLON, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In Conservation biology: the science of scarcity and diversity (M.E. Soulé, ed.). Sinauer Associates, Massachusetts, p.95-114.

RANGEL, M.S., CALEGARIO, N., MELLO, A.A., & LEMOS, P.C. 2006. Melhoria na precisão da prescrição de manejo para floresta natural. Cerne 12(2):145-156.

REITZ, R. 1974. Palmeiras. In Flora Ilustrada Catarinense. (R. Reitz, ed). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, Fascículo Palm, p. 1-189.

SANCHEZ, M., PEDRONI, F., LEITÃO FILHO, H.F. & CÉSAR, O. 1999. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. Rev. Bras. Bot. 22(1):31-42. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041999000100006

SANTOS, F.V., SOLÓRZANO, A., GUEDES-BRUNI, R.R. & OLIVEIRA, R.R. 2006. Composição do estrato arbóreo de um paleoterritório de carvoeiros no maciço da Pedra Branca, RJ. Pesq., Bot. 57:181-192.

SÃO PAULO (Estado). 2008. Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SMA. Listagem das espécies arbóreas e indicação de sua ocorrência natural nos biomas/ecossistemas e regiões ecológicas do Estado de São Paulo, com a classificação sucessional e a categoria de ameaça de extinção. http://www.ibot.sp.gov.br/pesquisa_cientifica/restaracao_ecologica/anexo_resol_sma-08-08.pdf. (último acesso em 14/11/2010).

SCHMITT, J.L. & WINDISCH, P.G. 2007. Estrutura populacional e desenvolvimento da fase esporofítica de *Cyathea delgadii* Sternb. (Cyatheaceae, Monilophyta) no sul do Brasil. Acta Bot. Bras. 21(3):731-740. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000300019

SCHNEIDER, M.P.C., BATISTA, C.G., CARVALHO, D., CERQUEIRA, R., CIAMPI, A.N., FRANCESCHINELLI, E.V., GENTILE, R., GONÇALVES, E.C., GRATIVOL, A.D., NASCIMENTO, M.T., PÓVOA, J.R., VASCONCELOS, G.M.P., WADT, L.H. & WIEDERHECKER, H.C. 2003. Genética de populações naturais. In Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas (D.M. Rambaldi & D.A.S. Oliveira, orgs.). MMA, SBF, Brasília, p.297-315.

SCHORN, L.A. & GALVÃO, F. 2006. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. Floresta 36(1): 59-74.

SCUDELLER, V.V., MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. Plant Ecol. 152:185-199.

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). Sci. For. 57:123-139.

SHEPHERD, G.J. 2009. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas.

SILVA, A.F. & LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho de Mata Atlântica de encosta no Município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). Rev. Bras. Bot. 5(1/2):43-52.

SILVA, G.C. & NASCIMENTO, M.T. 2001. Fitossociologia de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). Rev. Bras. Bot. 24(1):51-62. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042001000100006

SILVA, J.M.C. & CASTELETI, C.H. 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas (C. Galindo-Leal & I.G. Câmara, eds). Fundação SOS Mata Atlântica, p.43-59. http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/CapituloVEstadodabiodiversidadedaMataAtlanticabrasileira.pdf (último acesso em 20/10/2010.).

SNEATH, P.H. & SOKAL, R.R. 1973. Numerical taxonomy. Freeman and Company, San Francisco.

SYLVESTRE, L.S. & KURTZ, B.C. 1994. Cyatheaceae. In Reserva Ecológica de Macaé de Cima, Nova Friburgo-RJ. Aspectos florísticos das espécies vasculares. (M.P.M. Lima, & R.R. Guedes-Bruni, orgs.). Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal/IBAMA/Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, v.1, p.139-152.

SZTUTMAN, M. & RODRIGUES, R.R. 2002. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. Rev. Bras. Bot. 25(2):161-176. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042002000200005

VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

WHITMORE, T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Clarendon Press, Oxford.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4nd ed. Prentice Hall, New Jersey.

Recebido em 05/03/2010
Versão reformulada recebida em 23/02/2011
Publicado em 23/05/2011

Dimorfismo sexual alar em *Aedes scapularis* (Diptera: Culicidae)

Mariana Devicari[1,2], Adriana Rios Lopes[2,3] & Lincoln Suesdek[1,2,4]

[1]Laboratório de Parasitologia, Instituto Butantan, CEP 05509-300, São Paulo, SP, Brasil, http://www.butantan.gov.br/.
[2]Instituto de Ciências Biomédicas, Pós-Graduação em Biologia da Relação Patógeno-Hospedeiro, Universidade de São Paulo – USP, CEP 05508-900, São Paulo, SP, Brasil, http://www.icb.usp.br/~parasito/
[3]Laboratório de Bioquímica, Instituto Butantan, CEP 05509-300, São Paulo, SP, Brasil
[4]Autor para correspondência: Lincoln Suesdek, e-mail: linrocha@butantan.gov.br

DEVICARI, M., LOPES, A.R. & SUESDEK, L. **Wing sexual dimorphism in *Aedes scapularis* (Diptera: Culicidae).** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03311022011

Abstract: The sex in mosquitoes (Culicidae) is relevant for faunistic and epidemiological surveys because only females are competent to transmit pathogens. Sexual dimorphism comprising genitalia and cephalic appendages is ordinarily visible in culicids. Wings may be also dimorphic and thus be complementary to traditional sexing methods. Nevertheless, such dimorphism is not easily noticeable to direct observation. Aiming to formally describe the sexual dimorphism in *Aedes scapularis*, a mosquito species competent for virus and filariae, wings of males and females were compared using geometric morphometrics and multivariate statistics. We sampled populations from São Paulo and Pariquera-Açu municipalities (State of São Paulo). Concerning wing shape, the sexual dimorphism was evident from blind reclassification tests which were 100% accurate, independently of the geographical origin of samples. On the other hand, wing size was sexually dimorphic only in the population from Sao Paulo. Presumably, wing shape is evolutionarily more stable than its size, an interpretation which is in accordance with the theory posed by Dujardin (2008b). That theory indicates wing shape would be composed of genetically-determined quantitative characters, and marginally influenced by non-genetic factors, whereas wing size would be more labile and predominantly influenced by the environment.
Keywords: *Aedini, Ochlerotatus, microevolution, mosquito, vector.*

DEVICARI, M., LOPES, A.R. & SUESDEK, L. **Dimorfismo sexual alar em *Aedes scapularis* (Diptera: Culicidae).** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03311022011

Resumo: A detecção do sexo de mosquitos da família Culicidae é importante em estudos faunísticos e epidemiológicos, pois somente as fêmeas possuem competência vetora para patógenos. O dimorfismo sexual de genitália e de apêndices cefálicos é, em geral, facilmente visível em culicídeos. As asas também podem ser dimórficas e assim poderiam complementar o procedimento de sexagem. No entanto, tal distinção não é facilmente notável à observação direta. Visando descrever formalmente o dimorfismo sexual alar em *Aedes scapularis*, um culicídeo vetorialmente competente para arbovírus e filárias, asas de machos e fêmeas foram comparadas usando-se métodos de morfometria geométrica e análise estatística multivariada. Nestas análises, populações dos municípios São Paulo e Pariquera-Açu (Estado de São Paulo) foram amostradas. A forma das asas mostrou evidente dimorfismo sexual, o que permitiu um índice de acurácia de 100% em testes-cegos de reclassificação, independentemente da origem geográfica. Já o tamanho alar foi sexualmente dimórfico apenas na população de São Paulo. Aparentemente, a forma alar é evolutivamente mais estável que o tamanho, interpretação que está de acordo com a teoria de Dujardin (2008b), de que a forma alar de insetos seria composta por caracteres genéticos quantitativos e pouco influenciada por fatores não-genéticos, enquanto que o tamanho alar seria predominantemente determinado por plasticidade decorrente de influências ambientais.
Palavras-chave: *Aedini, Ochlerotatus, microevolução, mosquito, vetor.*

Introdução

Machos e fêmeas adultos de Culicidae são em geral morfologicamente distintos, principalmente quanto às antenas, peças bucais e genitália. Existem espécies cujas asas diferem entre os sexos (Forattini 2002), porém essas características são geralmente sutis e de difícil descrição formal. Caracteres quantitativos e de difícil descrição como o formato alar, podem ser estudados por ferramentas matemáticas, como exemplificado por trabalhos que evidenciaram o dimorfismo sexual em *Aedes* por meio da morfometria geométrica (Jirakanjanakit et al. 2007, Henry et al. 2010). Com metodologia semelhante, há também trabalhos que abordam o desenvolvimento do formato das asas (Morales-Vargas et al. 2010) e de sua evolução (Dujardin 2008b, Jirakanjanakit et al. 2008).

Em Culicidae, considerando-se que somente as fêmeas apresentam hábito hematofágico e capacidade vetora de patógenos, torna-se primordial a distinção do sexo dos mosquitos em estudos faunísticos de caráter epidemiológico. A percepção de possíveis associações entre a forma corporal e peculiaridades eto-ecológicas de machos e fêmeas pode estimular também estudos da biologia do desenvolvimento desses insetos. Nesse contexto, a espécie *Aedes* (*Ochlerotatus*) *scapularis*, parece ser um bom modelo para estudo, pois além de ter importância ecológica (Forattini et al. 2000), veterinária (Macedo et al. 1998) e à saúde pública (Forattini et al. 1995), ela pode ocorrer em abundância suficiente para atender aos requisitos estatísticos de suficiência amostral.

Essa espécie é antropofílica e capaz de viver em ambientes naturais, rurais ou até urbanos (Forattini et al. 1981, 1995, Guimarães et al. 2000, Taipe-Lagos & Natal 2003). Está amplamente distribuída no Brasil e em outros países da Região Neotropical (Forattini 2002) e possui importância para a saúde pública devido a sua competência vetora para arbovírus e filárias patogênicas (Rachou et al. 1955, Forattini et al. 1995, Macedo et al. 1998, Lima & Ahid 2004).

Não se sabe se asas de machos e fêmeas de *Ae. scapularis* divergem morfologicamente como observado em outros culicídeos (Dujardin 2008b, Vidal et al. 2011). Para avaliar se há dimorfismo sexual de asas nesta espécie, machos e fêmeas provenientes de duas localidades do Estado de São Paulo foram comparados utilizando-se técnicas de morfometria geométrica sobre a venação alar.

Material e Métodos

Indivíduos adultos de *Ae. scapularis* foram coletados por aspiração em duas localidades no Estado de São Paulo distantes linearmente entre si 170 km: a) município de São Paulo (23° 29' 34" S; 46° 31' 14" O), 33 fêmeas e 33 machos; b) município de Pariquera-Açu (24° 42' 36" S; 47° 52' 52" O), 33 fêmeas e 33 machos. Foram utilizadas duas populações diferentes visando diversificar a amostra e eliminar possíveis peculiaridades morfológicas de uma dada população.

As asas direitas dos 132 indivíduos foram montadas entre lâmina e lamínula e fotografadas digitalmente sob estereomicroscópio Leica S6D, cuja óptica plana impede deformações periféricas de imagem. Em cada asa, as coordenadas cartesianas de 18 marcos anatômicos (Figura 1) foram digitalizadas com o auxílio do software TpsDig (Rohlf 2005).

Possíveis erros humanos na digitalização dos marcos anatômicos foram estimados comparando-se duas séries de digitalização. Tal estimativa foi feita com base no índice "repetibilidade" (Arnqvist & Märtensson 1998) com o auxílio do software Statistica 6.0 (StatSoft). Todas as imagens de asas tiveram seus marcos anatômicos digitalizados duas vezes por cada autor e as respectivas repetibilidades foram computadas. Para cada marco anatômico, somente as coordenadas com o maior índice de repetibilidade foram usadas na análise subseqüente. Apenas os marcos anatômicos cuja repetibilidade média foi acima de 90% foram utilizados para prosseguimento da análise.

As coordenadas dos eixos X e Y referentes aos marcos anatômicos foram submetidas à sobreposição generalizada por mínimos quadrados (Rohlf 1999). A partir das coordenadas residuais, variáveis de forma (partial warps) foram produzidas e seus componentes principais (relative warps) foram comparados entre amostras de machos e fêmeas com o auxílio do software BAC (Dujardin 2008a).

Distâncias de Mahalanobis nos eixos discriminantes foram computadas para avaliar o grau de similaridade entre as amostras. Baseados nas distâncias de Mahalanobis, testes "cegos" de reclassificação foram feitos para avaliar o poder discriminante dos caracteres alares analisados (Dujardin 2009). Para maior confiabilidade, tais testes foram efetuados excluindo-se a asa a ser classificada e reinserindo-a como dado suplementar logo após classificação do restante do grupo, conforme empregado em Dujardin (2009). Configurações de consenso do formato alar com tamanhos alares equalizados foram obtidas também pelo método de método de sobreposição pelos mínimos quadrados com o auxílio do software TpsRelW (Rohlf 2003) e permitiram a comparação da forma alar entre os sexos, sem interferência de variações isométricas de tamanho das asas.

O tamanho isométrico das asas foi determinado por cômputo de tamanho do centróide, calculado com base nas coordenadas cartesianas dos 18 marcos anatômicos (Dujardin 2008b). Valores individuais do vetor tamanho do centróide, após avaliação da normalidade e homogeneidade das variâncias pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e Levene, foram estatisticamente comparados por meio do teste não-paramétrico Mann-Whitney. Para cada população, machos foram comparados com fêmeas. Foram feitas também comparações entre as populações de São Paulo e Pariquera-Açu independentemente

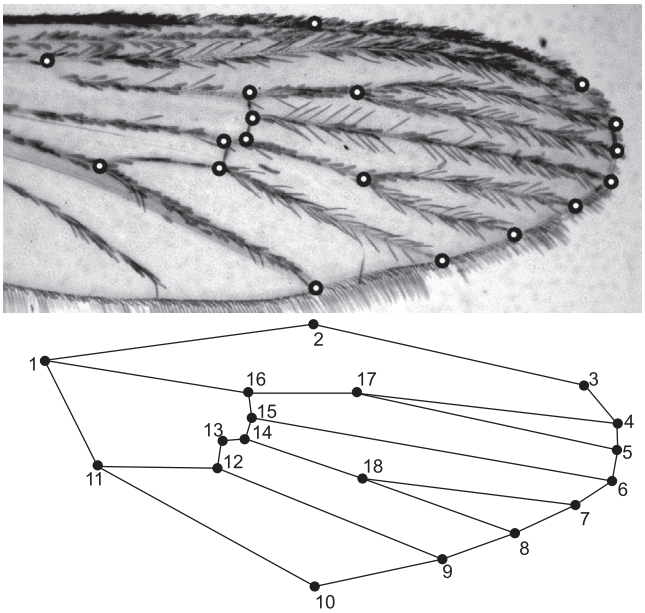


Figura.1. Acima, asa de *Aedes scapularis* e os 18 marcos anatômicos utilizados. Abaixo, diagrama ligando alguns marcos para facilitar a visualização da forma nas comparações alares.

Figure 1. Above, wing of *Aedes scapularis* and the 18 landmarks chosen. Below, diagram of links among some landmarks used to enhance visibility of wing shape in comparative analyses.

para cada sexo para estimar a existência de variações geográficas. Nomenclatura biológica é usada aqui de acordo com Reinert (1975).

Resultados

A análise de componentes principais revelou machos e fêmeas distribuídos isoladamente no morfo-espaço dos componentes principais, permitindo a distinção inequívoca de ambos os sexos ao longo do eixo do componente principal 1 (Figura 2). Indivíduos do mesmo sexo agruparam-se independentemente da procedência geográfica.

As distâncias de Mahalanobis entre os sexos foram de 6,69 (Pariquera-Açu) e 7,30 (São Paulo). Por outro lado, comparando-se as localidades (isoladamente para cada sexo), as distâncias de Mahalanobis foram de 1,44 para fêmeas e 1,77 para machos. Os testes de reclassificação permitiram a identificação do sexo de todos os indivíduos com 100% de acerto. Observando-se as configurações de consenso do formato das asas geradas após sobreposição de Procrustes percebe-se que machos e fêmeas diferiram em todos os marcos anatômicos, sendo que a maior divergência residiu nos marcos 10 a 11 e 14 a 18 (Figura 3).

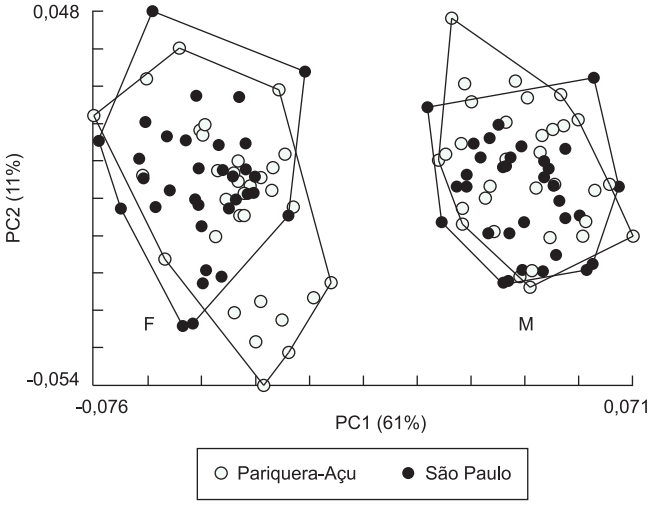


Figura.2. Morfo-espaço dos componentes principais gerados a partir da comparação multivariada das variáveis de forma alar. Indivíduos machos (M) e fêmeas (F) provenientes de Pariquera-Açu e São Paulo.

Figure 2. Morphospace of principal components yielded by multivariate comparison of wing shape variables. Males (M) and females (F) from Pariquera-Açu and São Paulo.

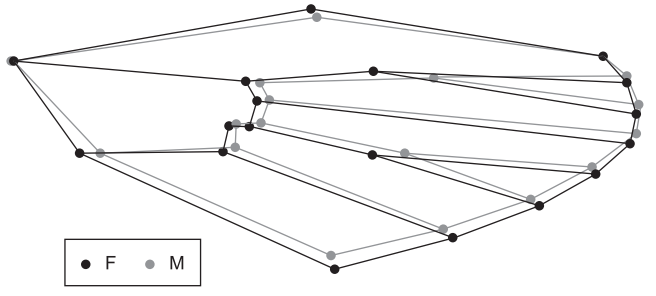


Figura 3. Diagrama das configurações-consenso da forma alar de machos e fêmeas (ambas as populações incluídas). As diferenças isométricas de tamanho foram removidas. As configurações foram sobrepostas no marco anatômico No. 1.

Figure 3. Diagram of consensus configurations of wing shape of males and females (both populations included). Isometric size divergencies were removed. Configurations were superimposed on landmark #1.

Quanto ao tamanho das asas, as quatro amostras apresentaram distribuição Gaussiana segundo o teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov. No entanto, as variâncias mostraram-se heterogêneas segundo o teste de Levene, e por isso as amostras foram comparadas por meio de teste não-paramétrico Mann-Whitney. O dimorfismo sexual de tamanho alar foi significativo somente na população de São Paulo, onde as fêmeas foram maiores (Mann-Whitney; $Z = -6,29$; $P < 0,0001$). A diferença geográfica foi significativa somente entre os machos, os quais foram maiores em Pariquera-Açu (Mann-Whitney; $Z = 6,23$; $P < 0,0001$). A comparação gráfica dos tamanhos médios encontra-se na Figura 4.

Discussão

O dimorfismo sexual de forma alar mostrou-se conspícuo em *Ae. scapularis* e a distinção entre machos e fêmeas foi inequívoca nos testes de sexagem feitos a partir de caracteres alares. Analisando-se as distâncias de Mahalanobis, a diferenciação entre os sexos teve magnitude pelo menos 3,7 vezes superior à diferenciação interpopulacional (calculada isoladamente para cada sexo), revelando que quanto à forma alar, o dimorfismo sexual foi maior que a variação geográfica.

Quanto ao tamanho alar, observou-se dimorfismo sexual somente na amostra populacional de São Paulo. Ademais, fêmeas das duas localidades diferiram quanto ao tamanho, enquanto que os machos foram semelhantes neste quesito em ambos os locais.

Os presentes dados indicam que a expressão fenotípica da forma alar é específica para machos e para fêmeas em *Ae. scapularis*, embora o mesmo não aconteça para tamanho. Aparentemente, a forma alar é evolutivamente mais estável que o tamanho e por essa razão pode ser utilizada com maior confiabilidade na sexagem de indivíduos desta espécie.

Tais observações e interpretações estão de acordo com a atual teoria sobre as bases biológicas do desenvolvimento alar em Culicidae (Jirakanjanakit et al. 2007, 2008, Dujardin 2008b, Morales-Vargas et al. 2010). Segundo aqueles autores, a forma alar em Culicidae é determinada por *loci* genéticos quantitativos, sendo assim, é herdável e minimamente influenciada por fatores epigenéticos. Já o tamanho alar, embora potencialmente herdável,

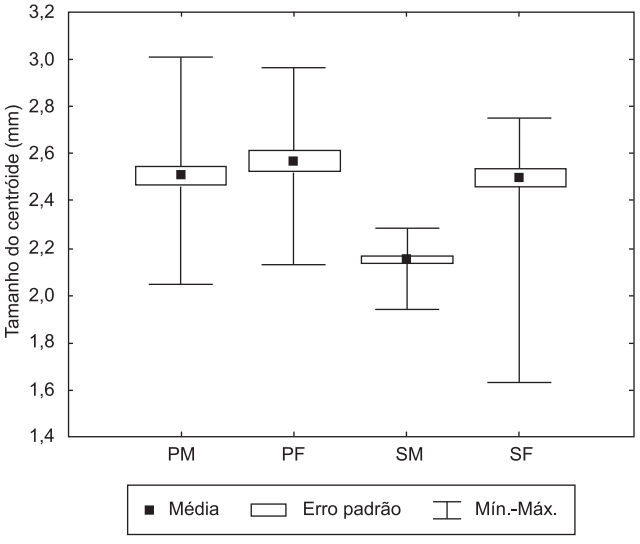


Figura 4. Comparação gráfica dos tamanhos de centróide das amostras: machos (M) e fêmeas (F) provenientes de Pariquera-Açu (P) e São Paulo (S).

Figure 4. Graphical comparison of centroid sizes of samples: males (M) and females (F) from Pariquera-Açu (P) and São Paulo (S).

pode ser significativamente influenciado por condições ambientais como quantidade de alimento (Jirakanjanakit et al. 2007), umidade relativa do ar (Morales-Vargas et al. 2010) e temperatura (Scott et al. 2000, Tsuda & Takagi 2001).

O dimorfismo sexual alar deverá ser levado em consideração em alguns estudos que envolvam *Ae. scapularis*. De acordo com Arnell (1976) e Forattini (2002), o táxon *Ae. scapularis* apresenta grande variabilidade morfológica individual e possivelmente congrega um complexo de espécies ainda não caracterizadas, podendo assim ser objeto de estudos populacionais futuros.

O dimorfismo sexual em insetos e seu significado ecológico e evolutivo têm sido investigados há décadas. Como exemplos pode-se citar a correlação entre dimorfismo sexual e diferenciação ecológica entre sexos em Diptera (Atchley 1971) e a relação entre determinantes genéticos da forma alar e a fecundidade de machos e fêmeas de Orthoptera (Roff et al. 1999). Roff & Fairbairn (1991) ressaltam que a evolução do dimorfismo sexual de asas em insetos é informativa para entendimento da evolução da capacidade dispersional de machos e fêmeas. Biomecanicamente, sabe-se que o padrão de venação alar determina as possíveis deformações aerodinâmicas das asas durante o vôo (Dudley 2000), o que reafirma a importância da geometria da asa na capacidade de vôo e dispersão de insetos.

Entre os Lepidópteros há casos de sexos dimórficos quanto a forma, coloração pigmentar e estrutural das asas (Oliver et al. 2009, Shevtsova et al. 2011). A produção de sons de corte sexual também pode ser dependente da geometria alar sexo-específica, como evidenciado em Orthoptera (Klingenberg et al. 2010).

Em suma, o senso-comum admite que caracteres diferenciais entre machos e fêmeas frequentemente representam um probelma biológico merecedor de investigação pois podem indicar ocorrência de seleção sexual (Bonduriansky 2006).

Não são conhecidas as causas do dimorfismo sexual em *Ae. scapularis*, nem suas implicações ecológico-evolutivas. Estaria esse dimorfismo evolutivamente influenciado por seleção sexual, já que o som produzido pelo batimento das asas de culicídeos é sexo-específico e tem papel no reconhecimento individual precedente à cópula (Cator et al. 2009)? Para elucidar-se esta complexa questão, provavelmente será necessário aprofundar os estudos sobre a relação forma-função das asas e sobre os padrões de herança genética da forma alar.

Agradecimentos

À Cristina Chagas e Fernanda Silva Almeida pelo apoio técnico. Aos colegas Enéas de Carvalho, Fábio de Almeida e Paloma O. Vidal por suas sugestões. Ao Departamento de Epidemiologia da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo por ceder acesso ao posto avançado de Entomologia Médica do município de Pariquera-Açu. À FAPESP pelo auxílio regular à pesquisa #06/02622-5.

Referências Bibliográficas

ARNELL, J.H. 1976. Mosquito studies (Diptera, Culicidae). XXXIII. A revision of the *scapularis* group of *Aedes* (*Ochlerotatus*). Contrib. Amer. Entomol. Inst. 13(3):1-144.

ARNQVIST, G. & MÄRTENSSON, T. 1998. Measurement error in geometric morphometrics:empirical strategies to assess and reduce its impact on measure of shape. Acta Zool. Acad. Scient. Hungaricae. 44 (1-2):73-96.

ATCHLEY, W.R. 1971. Components of sexual dimorphism in *Chironomus* larvae (Diptera: Chironomidae). Am. Natur. 105 (945):455-466. http://dx.doi.org/10.1086/282737

BONDURIANSKY, R. 2006. Convergent evolution of sexual shape dimorphism in Diptera. J. Morphol. 267 (5):602-611. PMid:16477603. http://dx.doi.org/10.1002/jmor.10426

CATOR, L.J., ARTHUR, B.J, HARRINGTON, L.C. & HOY, R.R. 2009. Harmonic convergence in the love songs of the Dengue vector mosquito. Science. 323 (5917):1077-1079. PMid:19131593. PMCid:2847473. http://dx.doi.org/10.1126/science.1166541

DUDLEY, R. 2000. The Biomechanics of Insect Flight: Form, Function, Evolution. Princeton University Press, New Jersey, 476p.

DUJARDIN, J.P. 2008a. BAC version 35 [Computer program]. Institute de recherche pour le développement, Montpellier, France. http://www.mpl.ird.fr/morphometrics/

DUJARDIN, J.P. 2008b. Morphometrics applied to medical entomology. Inf. Genet. Evol. 8:875-890. PMid:18832048. http://dx.doi.org/10.1016/j.meegid.2008.07.011

DUJARDIN, J.P. 2009. PAD version 90 [Computer program]. Institute de recherche pour le développement, Montpellier, France. http://www.mpl.ird.fr/morphometrics/.

FORATTINI, O.P. 2002. Culicidologia Médica. EDUSP, São Paulo, 864p.

FORATTINI, O.P., GOMES, A.C., SANTOS, J.L.F., GALATI, E.A.B., RABELLO, E.X. & NATAL, D. 1981. Observações sobre atividade de mosquitos Culicidae em mata residual no Vale do Ribeira, S.Paulo, Brasil. Rev. Saúde Pública. 15:557-86. http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89101981000600001

FORATTINI, O.P., KAKITANI, I., DOS SANTOS, R.L., KOBAYASHI, K.M., UENO, H.M. & FERNANDEZ, Z. 2000. Adults *Aedes albopictus* and *Ae. scapularis* behavior (Diptera: Culidae) in southeastern Brazil. Rev. Saúde Publica. 34(5):461-7.

FORATTINI, O.P., KAKITANI, I., MASSAD, E. & MARUCCI, D. 1995. Studies on mosquitoes (Diptera: Culicidae) and anthropic environment. 9 - Synanthropy and epidemiological role of *Aedes scapularis* in South-Eastern Brazil. Rev. Saúde Pública. 29:199-207. http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89101995000300007

GUIMARÃES, A.E., GENTILE, C., LOPES, C.M. & MELLO, R.P. 2000. Ecology of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in areas of Serra do Mar State Park, State of São Paulo, Brazil. II - habitat distribution. Mem Inst Oswaldo Cruz. 95(1):17-28. http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762000000100002

HENRY, A., THONGSRIPONG, P., FONSECA-GONZALEZ, I., JARAMILLO-OCAMPO, N. & DUJARDIN, J.P. 2010. Wing shape of dengue vectors from around the world. Infect. Genet. Evol. 10(2):207-214. http://dx.doi.org/10.1016/j.meegid.2009.12.001

JIRAKANJANAKIT, N., LEEMINGSAWAT, S. & DUJARDIN, J.P. 2008. The geometry of the wing of *Aedes* (*Stegomyia*) *aegypti* in isofemale lines through successive generations. Inf. Genet. Evol. 8:414-421. http://dx.doi.org/10.1016/j.meegid.2007.05.004

JIRAKANJANAKIT, N., LEEMINGSAWAT, S., THONGRUNGKIAT, S., APIWATHNASORN, C., SINGHANIYOM, S., BELLEC, C. & DUJARDIN, J.P. 2007. Influence of larval density or food variation on the geometry of the wing of *Aedes* (*Stegomyia*) *aegypti*. Trop. Med. & Intl. Health. 12(11):1354-1360. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3156.2007.01919.x

KLINGENBERG, C.P., DEBAT, V. & ROFF, D.A. 2010. Quantitative genetics of shape in cricket wings: developmental integration in a functional structure. Evolution. 64(10):2935-2951.

LIMA, P.M. & AHID, S.M.M. 2004. Vetor natural da *Dirofilaria immitis* (Nematoda) em Mossoró-RN. Caatinga. 17(2):109-114.

MACEDO, F.C., LABARTHE, N. & LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, R. 1998. Susceptibility of *Aedes scapularis* (Rondani, 1848) to *Dirofilaria immitis* (Leidy, 1856), an emerging zoonosis. Mem Inst Oswaldo Cruz. 4:435-37. http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02761998000400003

MORALES-VARGAS, ER., YA-UMPHAN, P., PHUMALA-MORALES, N., KOMALAMISRA, N. & DUJARDIN, J.P. 2010. Climate associated size and shape changes in *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) populations from Thailand. Infect. Genet. Evol. 10:580-585. http://dx.doi.org/10.1016/j.meegid.2010.01.004

OLIVER, J.C., ROBERTSON, K.A. & MONTEIRO, A. 2009. Accommodating natural and sexual selection in butterfly wing pattern evolution. Proc. Royal. Soc. B-Biol. Sci. 276(1666):2369-2375.

RACHOU, R.G., LIMA, M.M., NETO, J.A.F. & MARTINS, C.M. 1955. Inquérito epidemiológico de filariose bancroftiana em uma localidade de Santa Catarina, como fase preliminar de uma prova profilática. Constatação de transmissão extradomiciliária por um novo vetor, *Aedes scapularis.* Rev. Bras. Malariol. Doenças Trop. 7:51-70.

REINERT, J.F. 1975. Mosquitoes generic and subgeneric abbreviations (Diptera: Culicidae). Mosquito System. 7:105-110.

ROFF, D.A. & FAIRBAIRN, D.J. 1991.Wing dimorphisms and the evolution of migratory polymorphisms among the Insecta. Am. Zool. 31(1):243-251.

ROFF, D.A., TUCKER, J., STIRLING, G. & FAIRBAIRN, D.J. 1999. The evolution of threshold traits: effects of selection on fecundity and correlated response in wing dimorphism in the sand cricket. J. Evol. Biol. 12(3):535-546. http://dx.doi.org/10.1046/j.1420-9101.1999.00051.x

ROHLF, F.J. 1999. Shape statistics: Procrustes superimpositions and tangent spaces. J. Classif. 16:197-223. http://dx.doi.org/10.1007/s003579900054

ROHLF. F.J, 2003. TpsRelw, relative warps analysis. Version 1.36 [Computer program]. Department of Ecology and Evolution, State University of New York, Stony Brook, New York. http://life.bio.sunysb.edu/morph/

ROHLF, F.J. 2005. TpsDig, digitize landmarks and outlines. Version 2.05 [Computer program]. Department of Ecology and Evolution, State University of New York, Stony Brook, New York. http://life.bio.sunysb.edu/morph/

SCOTT, T.W., AMERASINGHE, P.H., MORRISON, A.C., LORENZ, L.H., Clark, G.G., STRICKMAN, D., KITTAYAPONG,P. & EDMAN, J.D., 2000. Longitudinal studies of *Aedes aegypti* in Thailand and Puerto Rico: blood-feeding frequency. J. Med. Entomol. 37:89-101. http://dx.doi.org/10.1603/0022-2585-37.1.89

SHEVTSOVA, E., HANSSON, C., JANZEN, D.H. & KJAERANDSEN, J. 2011. Stable structural color patterns displayed on transparent insect wings. Proc. Natl. Acad. Sci. 108(2):668-673. PMid:21199954. PMCid:3021046. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1017393108

TAIPE-LAGOS, C.B. & NATAL, D. 2003. Abundância de culicídeos em área metropolitana preservada e suas implicações epidemiológicas. Rev. Saúde Pública. 37(3):275-9.

TSUDA, Y. & TAKAGI, M. 2001. Survival and development of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera:Culicidae) larvae under a seasonally changing environment in Nagasaki, Japan. Environ. Entomol. 30:855-860. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225X-30.5.855

VIDAL, P.O., ROCHA, L.S. & PERUZIN, M.C.J. 2011. Wing diagnostic characters for mosquitoes *Culex quinquefasciatus* and *Culex nigripalpus* (Diptera; Culicidae). Rev. Bras. Entomol. 55(1) no prelo.

Recebido em 10/03/2010
Versão reformulada recebida em 19/04/2011
Publicado em 13/06/2011

Population aspects of *Bryconamericus stramineus* in streams of the upper Paraná River basin, Brazil

Lilian Paula Vasconcelos[1], Yzel Rondon Súarez[1,2] & Sidnei Eduardo Lima-Junior[1]

[1]Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental, Laboratório de Ecologia,
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS,
Rod. Dourados-Itahum, Km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brazil
[2]Corresponding author: Lilian Paula Vasconcelos, e-mail: liliantht@yahoo.com.br

VASCONCELOS, L.P., SÚAREZ, Y.R. & LIMA-JUNIOR, S.E. **Population aspects of *Bryconamericus stramineus* in streams of the upper Paraná River basin, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn01211022011

Abstract: In order to describe some aspects of the population ecology of *Bryconamericus stramineus* in the Guiraí River basin, upper Paraná River basin, samples were taken bimonthly from October 2006 to August 2007 at seven sites in the basin. A total of 960 individuals, including 532 females, 316 males, and 112 of undetermined sex, were collected. A significant variation in the sex ratio was observed ($\chi^2 = 32.82$; $p < 0.001$). Females were larger (59.7 mm) than males (58.9 mm); however, males showed a larger angular growth coefficient (b) than females. It was estimated that 50% of females were sexually mature at 36.4 mm. The highest rate of ovary development was observed in October, while in June 2007 no mature females were found. Mean fecundity was estimated at 313 eggs, and the relative fecundity was 184.6 eggs/g. The asymptotic was estimated at 62.8 mm and the growth rate at 0.76. The growth performance index was calculated at 3.47, the longevity at 3.94 years and the mortality (M) at 1.18 years. The recruitment pattern of the species showed peaks concentrated in periods of low rainfall.
Keywords: *length-weight relationship, mortality, reproductive strategy, sex ratio.*

VASCONCELOS, L.P., SÚAREZ, Y.R. & LIMA-JUNIOR, S.E. **Aspectos populacionais de *Bryconamericus stramineus* em riachos da bacia do alto rio Paraná, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn01211022011

Resumo: Com o objetivo de descrever alguns aspectos populacionais e reprodutivos de *Bryconamericus stramineus* em riachos da bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná, realizamos amostragens bimestrais de Outubro/2006 a Agosto/2007 em sete riachos da bacia. Foram coletados 960 indivíduos, sendo 532 fêmeas, 316 machos e 112 de sexo indeterminado. Constatamos variação significativa na proporção sexual ($\chi^2 = 32,82$; $p < 0,001$). As fêmeas foram maiores (59,7 mm) que os machos (58,9 mm); no entanto, os machos apresentaram maior coeficiente angular de crescimento (b). Estimamos que 50% das fêmeas estão sexualmente maduras com 36,4 mm de comprimento padrão. As maiores frequências de fêmeas com ovários desenvolvidos foram observadas em Outubro, sendo que o único mês em que não foram encontradas fêmeas maduras foi Junho. A fecundidade media foi estimada em 313 ovócitos e a fecundidade relativa foi de 184,6 ovócitos/g. O comprimento assintótico foi estimado em 62,8 mm e a taxa de crescimento em 0,76. O índice de performance de crescimento foi calculado em 3,47, a longevidade em 3,94 anos e a mortalidade em 1,18. O padrão de recrutamento da espécie estudada apresentou picos concentrados no período de menor pluviosidade.
Palavras-chave: *estratégia reprodutiva, mortalidade, proporção sexual, relação peso-comprimento.*

Introduction

The Paraná River is the main watercourse in the River Plate basin, which is the second-largest hydrological basin in South America. The floodplain of the upper Paraná River between the Porto Primavera and Itaipu dams is the last undammed stretch in Brazilian territory, and supports a high species diversity (Agostinho et al. 2000). Langeani et al. (2007) cited the occurrence of 310 fish species in the upper Paraná basin, a number that will undoubtedly increase as a result of an improvement in the sampling effort and the large number of new species whose description remain undone.

In spite of the growing number of studies on the ichthyofauna in the floodplain portion of the upper Paraná basin, few studies have been carried out in streams. Exceptions are the studies of Agostinho & Penczack (1995), Abes & Agostinho (2001), Pavanelli & Caramaschi (2003), Súarez (2008) and Súarez & Lima-Júnior (2009). The biology and ecology of stream-dwelling species remain poorly studied, possibly as a result of inadequate taxonomic knowledge, however, the high isolation level and variability in environmental conditions can lead to development of great history life strategies in stream fish, them reinforcing the need of study these fish species to define possible responses to environmental degradations.

Among the various families of fishes found in the upper Parana River, Characidae is the most diverse among the Characiformes, in which the genre *Bryconamericus* included on the "*Insertae Sedes*" (Mazzoni & Silva 2006). Studies about population ecology of small fishes in the floodplain portion of the upper Paraná River are few, except for those by Benedito-Cecilio et al. (1997), who analyzed the length/weight relationship for fish species from Itaipu Reservoir; Lizama & Ambrósio (1999, 2002), discussing population aspects of nine species in the floodplain area of the upper Paraná basin; Lizama & Ambrósio (2003), analyzing the mortality and recruitment pattern of *Moenkhausia intermedia*; Piana et al. (2006), quantifying the importance of environmental factors in density variation of *Serrapinnus notomelas*; and Lourenço et al. (2008), analyzing the length/weight relationship, recruitment and mortality of *S. notomelas* and *B. stramineus* in streams of the lower Ivinhema River basin and Benitez & Súarez (2009) analyzing population parameters for *S. notomelas* in middle Ivinhema River Basin. Brandão-Gonçalves et al. (2009) analyzing the feeding ecology of *B. stramineus* in streams of the Guiraí River Basin. However, reproductive aspects are not studied by Lourenço et al. (2008) and for Brandão-Gonçalves et al. (2009) the only study about population ecology of small stream fishes in Ivinhema river basin.

Bryconamericus stramineus (Eigenmann, 1908), popularly known as "piquira" is one of the commonest in streams of the upper Paraná River. *Bryconamericus stramineus* is an active swimmer and its activity period is mainly in daytime (Smith 2003) predominantly insectivore in studied streams (Brandão-Gonçalves et al., 2009). Its occurrence is positively influenced by water velocity (Súarez et al. 2007). Despite its wide distribution, basic aspects of its ecology are not well known; the few available data on its biology are recent and originate from Ibicuí River in the State of Rio Grande do Sul (Lampert et al. 2007), a region with different climate regime of Upper Paraná River basin.

The present study aimed to provide information about some population aspects of *B. stramineus* in the Guiraí River basin, searching to complete information with published data (Brandão-Gonçalves et al. 2009) and define basic aspects population ecology of this species (feeding, reproduction and growth) in order to answer the following questions: 1) Which equation best describes the weight/length relationship for males and females of *B. stramineus*? 2) Are there differences in the sex ratio along the year? 3) Does the mean adjusted weight of individuals vary from month to month? 4) In which season does reproductive activity of *B. stramineus* increase in the streams sampled? 5) What is the mean standard length at which females reach first maturation? 6) Is there any relationship between fecundity and the size of females? 7) Are seasonal differences in recruitment patterns for studied population? 8) What are the growth and mortality parameters for *B. stramineus* in sampled streams?

Material and Methods

1. Study site

The Guiraí River basin (22° 45' S, 54° 30' W and 22° 15' S, 53° 30' W), occupies an area of approximately 2,248 km^2 and includes seven municipal districts. The mouth of the Guiraí River is located at an altitude of 370 m a.s.1., and the river flows for approximately 100 km until it enters the Ivinhema River, at 238 m of altitude. In its lower portion, it forms the boundary of the Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema.

2. Field and laboratory methods

The fish samples were taken bimonthly from October 2006 to August 2007 at seven sites in the Guiraí River basin (Figure 1). The streams were selected for their location in the basin and ease of access.

The samples were taken during daylight, with a rectangular sieve measuring 1.2 × 0.8 m (2 mm mesh size) and standardized effort (20 throws) at each site, with approximately 100-m long hauls. The equipment was slide to sweep the substrate toward the banks of the stream. This technique was used because of the difficulties of using the electric fishing in these streams, such as low electrical conductivity and high turbidity, and also due to difficult access. The permission for fish retrieval was granted by IBAMA (#13458-1).

Specimens were fixed in 10% formalin and preserved in 70% ethanol for subsequent identification. Voucher specimens were deposited at the Coleção de Peixes do Nupelia (NUP/UEM # 9322).

In the laboratory, some biometric data were measured: sex, total length (Lt), standard length (Ls), total weight (Wt), ovary weight (Wo), and the ovary maturation stage was determined for females. The maturation stages of ovaries were defined as: A, immature (filiform, translucent and very small ovaries, placed close to the dorsal wall), B, maturing (ovaries with opaque and small or medium oocytes), C, mature (ovaries almost completely occupying the coelomic cavity, swollen with large oocytes that are opaque or translucent), and D, spent (ovaries with different degrees of laxity, with distended membranes and hemorrhagic aspect). At the "spent" stage there were also included that ovaries which might be at the process of tissue recovery after spawning, because, due to the small egg size and difficult determination of gonadal stages, it was not possible to distinguish recovering phases from post- spawning ones.

After the biometric data were taken, 37 mature females (stage C), belonging to different size classes (two per each 2 mm, within the size range in which mature females were found) randomly chosen had their ovaries extracted and immersed in Gilson so that there was the film corrosion and it was possible to determine their fecundity by counting the total number of eggs in the ovaries.

3. Data analyses

The length-weight relationships for each sex were estimated by non-linear regression. The estimated values of the angular growth coefficient (b) between sexes were compared through the graphical comparison of their confidence intervals.

The sex ratio was calculated for each two months sample, aiming to assess possible variations in this population descriptor.

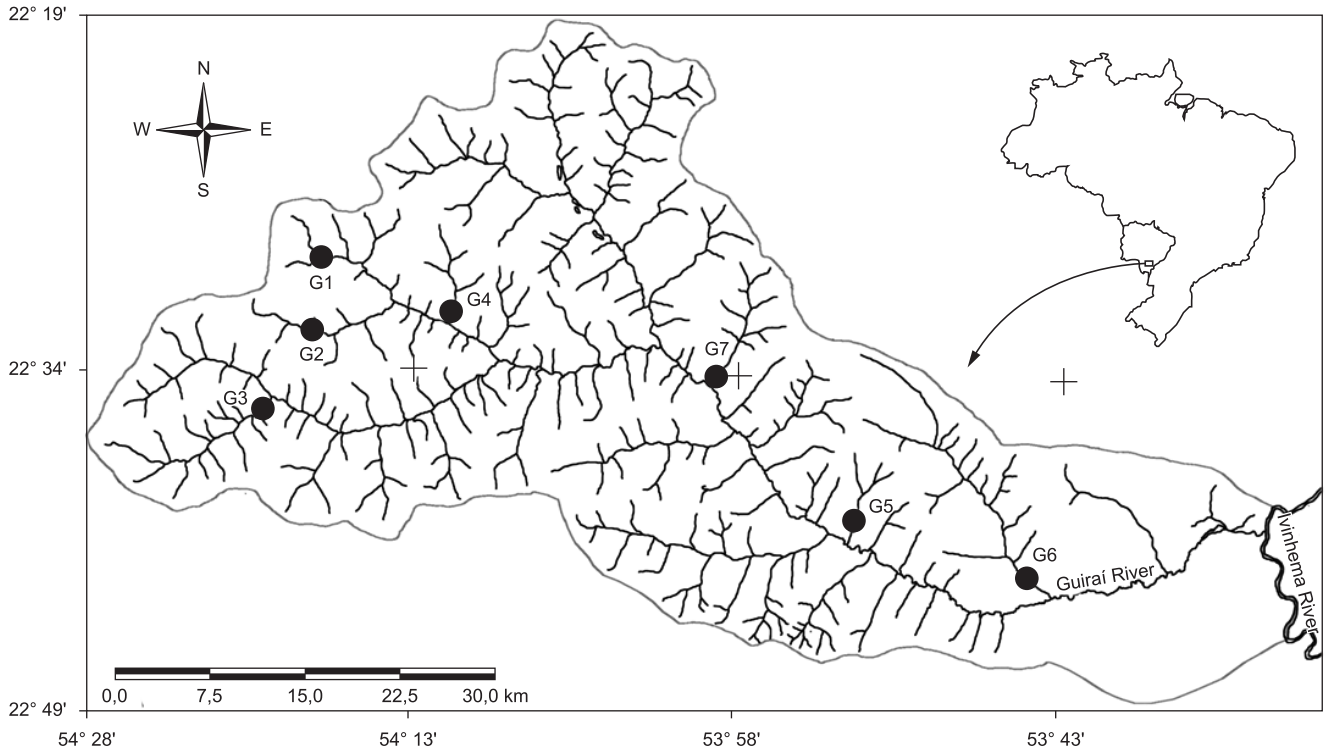


Figure 1. Location of the sampling sites where *B. stramineus* was recorded in the Guiraí basin, upper Paraná River basin, from October 2006 to August 2007.

The difference in the sex ratio was assessed by the chi-square (χ^2) test, with Yates correction.

Correlations between fecundity and standard length were tested through Spearman correlation rank, in order to quantify the variation in the fecundity according to the size of females.

The probability of female maturation was obtained using logistical regression. The presence of eggs was used to determine if the individuals were spawning. Standard length was used as the explanatory variable, according to Roa et al. (1999).

In order to analyze the seasonal weight variation of individuals, a covariance analysis was carried out for the weight (response variable) as a function of sampling month (explanatory variable) and standard length (co-variable) for each sex. The data for total weight and standard length were previously converted to $\log_{10}$ in order to satisfy the presumption of linearity (Cetra 2005).

The asymptotic length was estimated from the largest individual caught using the equation of Pauly (1983): $L\infty = L_{max}/0{,}95$. The estimated growth rate (k) was obtained using the method I ELEFAN (Electronic Lengths-Frequency Analysis) (Pauly & David 1981), included in the software FISAT II. This procedure, as well as the subsequent uses the frequency by length class over time, identifying changes in modal length and from there estimating age groups and the growth rate and mortality.

The growth performance index (ϕ) was obtained for the equation proposed by Pauly & Munro (1984): $\phi = \log k + 2\log L\infty$. The longevity was estimated according to the equation proposed by Taylor (1958): t max = to + 2,996/k.

Total mortality (Z), which is here defined as natural mortality (M), was obtained according to the empirical formula of Pauly (1980) which uses the information of the growth parameters ($L\infty$ e k) and mean temperature (°C) of the environment: ln M = -0,0066 -0,279 ln $L\infty$ + 0,6543 ln k + 0,463 ln T °C. The mean water temperature, obtained in field in all samples was calculated at 23.8 °C. The recruitment pattern was obtained using the distribution of frequency of standard length and of the growth parameters (L e k) estimated for each species using the routine included on the software FISAT II.

Results

A total of 960 individuals of *Bryconamericus stramineus* were analyzed, including 316 males, 532 females, and 112 for which the sex could not be determined. The highest number of individuals was collected in October 2006, followed by February and August 2007 (Table 1).

During the entire sampling period, females were more frequent, with significant variations in the sex ratio during the year (Table 1). The proportion of females was higher ($\chi^2 = 32.82$; $p < 0.001$) especially in October and December.

The maximum standard length of males was 58.9 mm (median = 37.2 mm; sd = 8.066), with females reaching 59.7mm (median = 38.0 mm; sd = 8.314). The maximum total weight of males was 3.18 g (median = 0.67 g; sd = 0.525), and females reached 3.22 g (median = 0.74 g; sd = 0.568) (Figure 3).

The model produced for the variation of total weight as a function of standard length for males (Weight = $0.00000749*SL^{3.165}$) explained 97.8% of the data variation, and for females (Weight = $0.00000424*SL^{3.313}$) explained 97.7% (Table 2 and Figure 3). Both sexes showed an angular growth coefficient (b) higher than 3; males showed a confidence interval of b between 3.25 to 3.37, and females varied from 3.12 to 3.21, showing a positive allometric growth (Figure 2). Considering the confidence interval for the angular growth coefficient, females showed a higher rate of weight increase as a function of length than did males.

The co-variance analysis showed that the seasonal variation over the year interacting with standard length had a significant influence on the total weight of both sexes. The calculated mean adjusted weight

Table 1. Abundance of individuals, sex ratio (females:males) and χ^2 of sex ratio of *B. stramineus* by sampled month in the Guiraí River basin, upper Paraná River basin. ns = non significant; ** = significantly at $\alpha = 0.01$; significantly at $\alpha = 0.001$.

Month	Number of individuals	Sex ratio	χ^2
October	277	2.14	16.33 ***
December	135	2.22	8.35 **
February	231	1.42	2.85 ns
April	96	1.10	0.10 ns
June	161	1.46	2.41 ns
August	60	1.90	2.79 ns

Table 2. Results of co-variance analysis of the weight of males and females of *B. stramineus* as a function of the seasonal variation and Standard Length (LS) for the streams studied in the Guiraí River basin, upper Paraná River basin, between October 2006 and August 2007. *** = Significant at $\alpha < 0.001$.

Sexes	N	R^2	F-months	F-Standard length
Males	316	0.986	9.079***	17525.1***
Females	532	0.988	14.43***	30552.3***

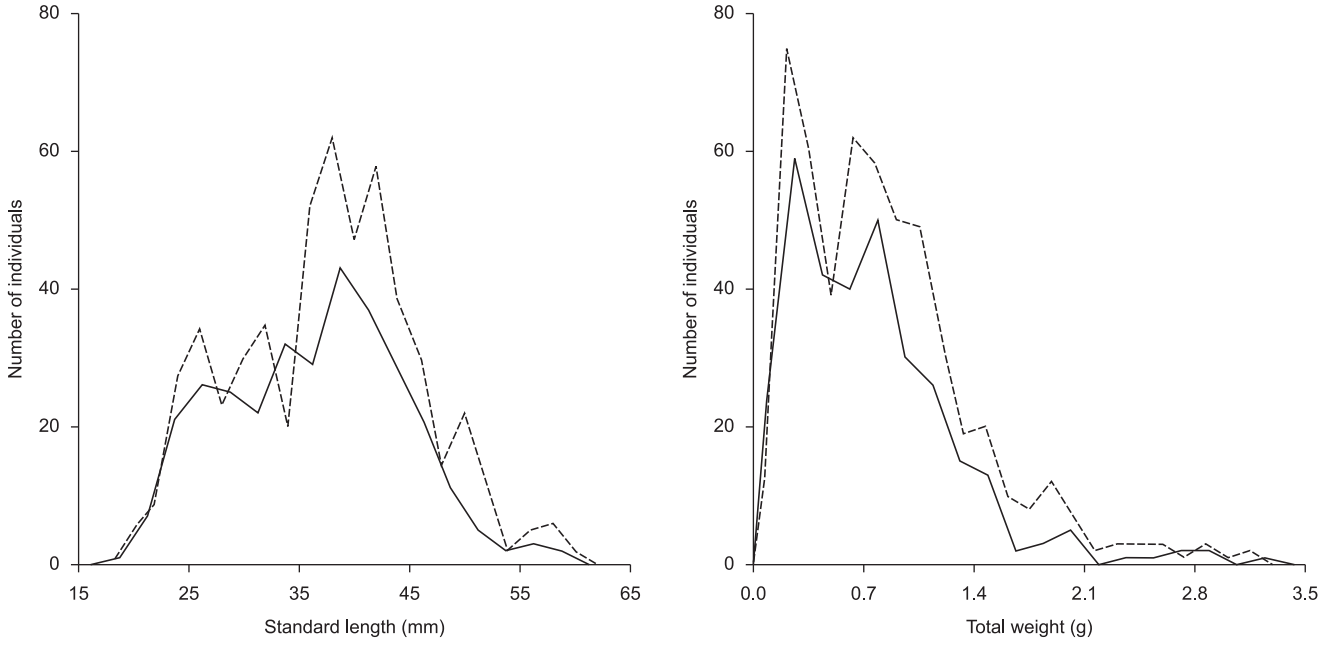


Figure 2. Density plot of Standard Length (mm) and Total weight (g) for males (solid line) and females (dotted line) of *B. stramineus* in streams in the Guiraí River, upper Paraná River basin from October/2006 to August/2007.

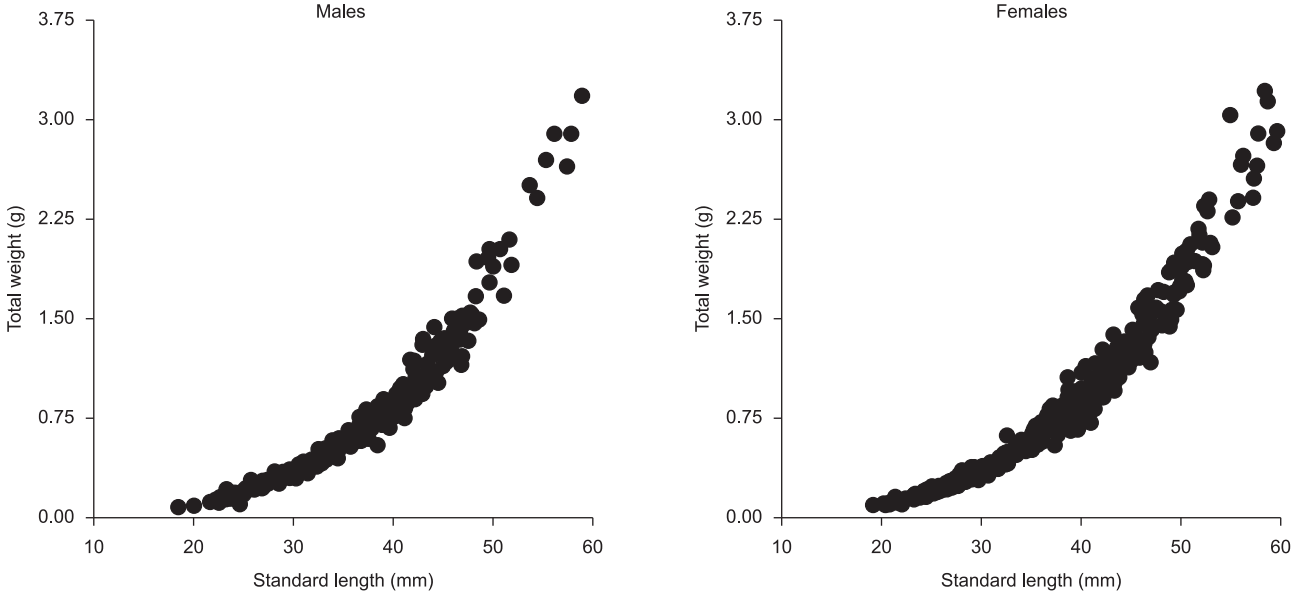


Figure 3. Length-weight relationships for males and females of *B. stramineus* in streams of the Guiraí River, upper Paraná River basin from October/2006 to August/2007.

for females was greater than that for males. In December, both sexes showed lower values (Figure 4).

The logistical regression of the proportion of mature females as a function of standard length yielded an estimate for the mean length at which 50% of females are sexually mature of 35.1 mm (Figure 5).

Through analysis of the variation in the gonadal maturation stages, it was estimated that around 50% of females were mature in October, with a gradual reduction in their frequency until June, when no mature female was found (Figure 6). This suggests that gonadal maturation takes place mainly between October and February, with subsequent spawning manly from April to August.

The mean fecundity was estimated at 313 eggs/female and the absolute fecundity ranged from 187 to 844 eggs on females measuring from 31.6 to 59.7 mm. The mean of the relative fecundity was 184.6 eggs/g, and, although we have found a statistically strong correlation between the fecundity and the standard length of females (Spearman r = 0.736; $p < 0.001$), our chart showed widely scattered points, which makes the interpretation of this correlation less significant (Figure 7).

The asymptotic length (L ∞) of *B. stramineus* was estimated at 62.8 mm and the growth rate (K) at 0.76. The growth performance index (ϕ) was calculated at 3.47, the longevity at 3.94 years and the natural mortality (M) at 1.18. The recruitment pattern of the species showed peaks concentrated in periods of low rainfall (Figure 8).

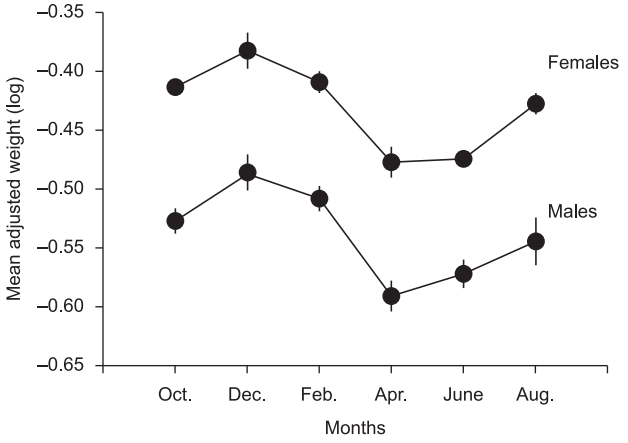


Figure 4. Mean adjusted weight and confidence interval for males and females of *B. stramineus* during the sampling months in the Guiraí River, upper Paraná River basin from October/2006 to August/2007.

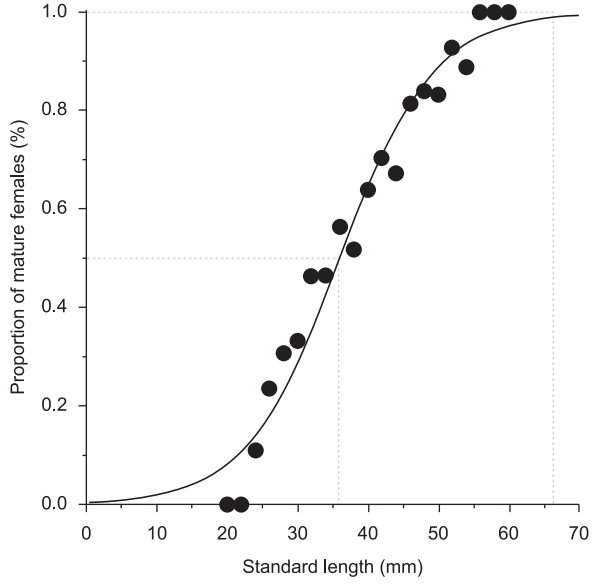


Figure 5. Proportion of mature females as a function of Standard Length of *B. stramineus* in streams of the Guiraí River, upper Paraná River basin.

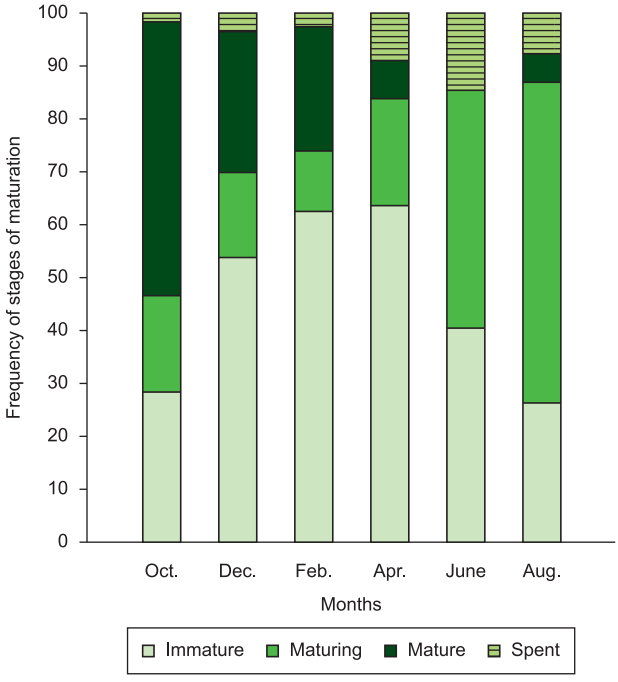


Figure 6. Frequency of the four maturation stages in females of *B. stramineus* in streams of the Guiraí River, Upper Paraná River basin, from October/2006 to August/2007.

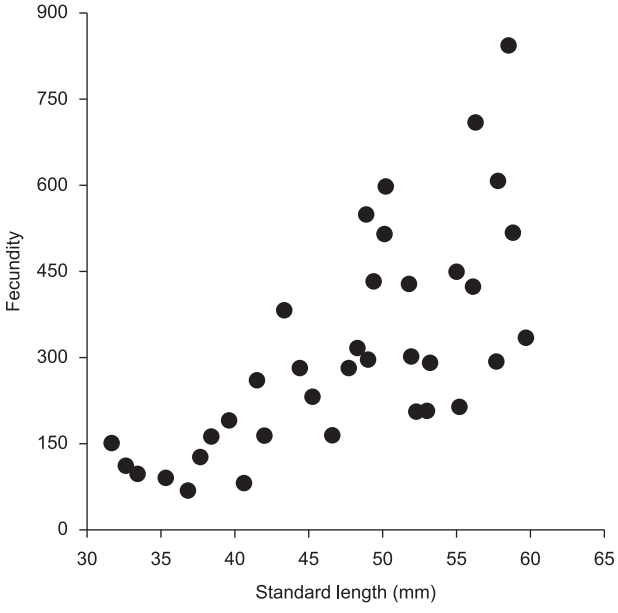


Figure 7. Scatterplot of fecundity in function of standard length of females of *B. stramineus* in streams of the Guiraí River, upper Paraná River basin, from October/2006 to August/2007.



Figure 8. Temporal variation in recruitment estimated for *Bryconamericus stramineus* and pluviosity over the year in streams of the Guiraí River, upper Paraná River basin, from October/2006 to August/2007.

Discussion

The sex ratio differed from 1:1, which is commonly observed on fishes studies (Vazzoler 1996), during the entire sampling period, with a higher proportion of females. In a study about reproductive ecology of *Astyanax fasciatus,* Gurgel (2004) suggests that differences in sex ratio during the reproductive period are due to the increase in the weight of the gonads of females, which make them more susceptible to capture. However, this idea is not applicable to our study, due to the small mesh size used, and also because the active sampling minimized this possibility. The higher proportion of females may be a strategy of this species to replace losses from predation (Vazzoler 1996), what is expected for small sized species. Females predominance may occur as a result of high food availability (Fernandez et al. 2003) as a strategy to speed population growth. However, both hypothesized factors may interact, leading to the observed predominance of females in *B. stramineus*. Additionally, the sexes may show differences in spatial distribution, with females occurring in areas that were not sampled out of the breeding season; then during the breeding season, both sexes are concentrated in the areas that were sampled, resulting in the higher proportion of females found.

Braga et al. (2006) suggested that mortality rate and growth can act differently on the sexes, also creating differences in the sex ratio. In this study the angular growth coefficient (b) of both sexes of *B. stramineus* was estimated at higher than 3 and males presented faster grew than females. According to Santos et al. (2002) this fact may be related to competitive advantages and reduction of vulnerability to predators, as in these streams, it was observed that females reach larger sizes and consequently a higher total weight compared to males of the same standard lengths. This tendency can be explained because females of species without parental care usually expend much more energy on reproduction than males.

According to Pauly (1980), the natural mortality is a result of three factors: "physiological" mortality caused by diseases, old age or both (ignoring predation), "selective" mortality of individuals less resistant to diseases because of advanced age, or both, making them more accessible to predators, and "chance" mortality, which unrelated to any physiological mechanisms, and proportional only to the number of possible encounters with potential predator. This last one may be conceived of as the main component of natural mortality in small-sized fishes which tend to be low in the food chain and have a large number of predators. Due to the small size of *B. stramineus*, as well as for the two species *Astyanax* studied by Lizama & Ambrósio (2004), the high mortality rate can be assigned to "chance" mortality.

When individuals are born they invest in physical growth, and it is assumed that, being small in size, they are more vulnerable to predation, and the more rapidly they reach theoretical length, the greater are their chances of survival (Costa & Araújo 2003). Therefore, when they reach sexual maturation, part of the stored energy is channeled into reproductive events, which leads to the reduction of growth rate (Vazzoler 1996).

Usually, the data concerning fecundity do not take into account the individual's size or weight, or even if the fecundity value refers to an oocyte batch or to the whole reproductive period. This makes comparisons among species all the more difficult. Fecundity can be a variable characteristic. It can change among species and within individuals of the same species. Also, it can change among individuals of the same size within a reproductive period, between successive reproductive periods as well as with latitude (Vazzoler 1996, Lampert et al. 2004, Lampert et al. 2007). However, all these studies cited showed that fecundity was positively influenced by female size, corroborating the hypothesis of higher reproductive investment by larger individuals (Wootton 1999).

In this study, the relative fecundity of *B. stramineus* was estimated in 184.6 eggs/g (= 0.18 eggs/mg). Lampert et al. (2007) calculated a relative fecundity of 0.35 oocytes/mg for the same species in the Ibicuí river, RS. In a study about *B. iheringii* in the Vacacaí river, RS, Lampert et al. (2004) estimated a relative fecundity of 0.36 oocytes/mg. Mazzoni & Silva (2006) estimated a relative fecundity of 110 eggs/g (= 0.11 eggs/mg) for *B. microcephalus* in Atlantic Rainforest streams. According to Nikolskii (1969) different populations live under different conditions and so naturally differ in fecundity. Nikolskii (1969) also said that the differences between populations of a give species (and also of similar species with similar protection from enemies) reflect the food supply and exposure to predators. So, we can interpret the differences found in fertility in these studies as a response of species to environmental characteristics and pressures to which they are subjected.

The seasonally also influences on the population aspects of species. The influence of seasonal variations on the weight of individuals is considered a result of changes in resource availability, interacting with reproductive activity (Braga et al. 2006). In the present study, the seasonal variation noted in the mean adjusted weight of individuals was equivalent in males and females, suggesting that feeding dynamics were more important than reproduction, even though females had higher mean adjusted weight than males. A further corroboration of this hypothesis is the fact that the highest mean adjusted weight was observed in December, whereas the largest number of mature females was observed in October.

This population showed a polymodal pattern of length and weight, although three more cohesive modal groups were observed, with two smaller peaks for each one. Associated with these smaller peaks, the frequency of the stages of maturation during the months showed that the species has a relatively long breeding season, although the highest frequency of mature females was observed in October. Therefore, it is possible to infer that either this population shows a spawning split during the rainy season, or part of the population reproduces in the beginning of the rainy season while another part must accumulate energy in this period in order to reproduce later. This second possibility would lead to the existence of different age

classes in the population, clearly distinguishable by the histogram of length. However, only histological analyses and analyses of the type of spawning can allow us to define the existence of different size classes of eggs in the ovaries.

Although its breeding season is relatively long, this species showed higher reproduction peaks between October and February. In the same way, Lampert et al. (2007) found that *B. stramineus* in Rio Grande do Sul has peaks of mature females between September and December, probably being also influenced by rainy season, with higher temperatures providing better body conditions for reproduction.

Thus, the small size of *B. stramineus* has great influence on various attributes of life history of the species, as a higher proportion of females as a strategy to restore the population losses by predation, the production of the more offspring it is possible to increase the probability of survival of offspring, the rapid growth to try to evade predation, and also the mortality occurring especially by risk factors. The population and reproductive strategies adopted by this species probably account for its wide distribution and high density found in the streams of the upper Paraná River basin.

Acknowledgments

To Fundect (Process # 41/100.143/2006) for financial support. To João P. Silva, Lucas Brandão-Gonçalves, Marcelo M. Souza, Sabrina B. Valério, Suelen Aparecida de Oliveira and Viviane V. Azevedo, for their help in the field work. To the Brazilian Institute for Environment and Natural Resources (IBAMA) for granting a permit for scientific collecting (#13458-1). To UEMS, for structural support of this project and to Janet W. Reid for revision in the English text.

Referências

ABES, S.S. & AGOSTINHO, A.A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the icthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná river basin, Brazil. Hydrobiologia 445:217-227. http://dx.doi.org/10.1023/A:1017538720502

AGOSTINHO, A.A. & PENCZACK, T. 1995. Populations and production of fish in two small tributaries of the Paraná River, Paraná, Brazil. Hydrobiologia 312:153-166. http://dx.doi.org/10.1007/BF00015508

AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M., MINTE-VER, C.V. & WINEMILLER, K.O. 2000. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation (B. Gopal, W.J. Junk, & J.A. Davis, eds.). Backhuys Publishers, Leiden, p. 89-118.

BENEDITO-CECILIO, E., AGOSTINHO, A.A. & CARNELOS-MACHADO VELHO, R.C. 1997. Length/weight relationship of fishes caught in the Itaipu reservoir Paraná, Brasil. Naga 20(3-4):57-61.

BENITEZ, R.S. & SÚAREZ, Y.R. 2009. Biologia populacional de *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) (Characiformes, Cheirodontinae) em um riacho de primeira ordem na bacia do rio Dourados, Alto Rio Paraná. PanamJAS 4(3):271-278.

BRAGA, M.R., MENEZES, M.S. & ARANHA, J.M.R. 2006. Táticas reprodutivas de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) no rio Colônia Pereira, Paranaguá, Paraná. Estud. Biol. 28(65):13-20.

BRANDÃO-GONÇALVES, L., LIMA-JÚNIOR, S.E. & SÚAREZ, Y.R. 2009. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?article+bn03109012009 (último acesso em 10/12/2010). http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032009000100016

CETRA, M. 2005. Avaliação do bem estar em peixes: ANCOVA uma alternativa para estudos da relação peso-comprimento. Bol. Soc. Bras. Ictiol. 81:3-5.

COSTA, M.R. & ARAÚJO, F.G. 2003. Length-weight relationship and condition factor of *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Perciformes, Sciaenidae) in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. Rev. Bras. Zool. 20(4):685-690. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752003000400022

FERNANDEZ, F.A.S., BARROS, C.S. & SANDINO, M. 2003. Razões sexuais desviadas em populações da cuíca *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica. Nat. Conserv. 1(1):21-27.

GURGEL, H.C.B. 2004. Estrutura populacional e época de reprodução de *Astyanax fasciatus* (Cuvier) (Characidae: Tetragonopterinae) do Rio Ceará Mirim, Poço Branco, Rio Grande do Norte, Brasil. Rev. Bras. Zool. 21(1):131-135. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752004000100022

LAMPERT, V.R., AZEVEDO, M.A. & FIALHO, C.B. 2004. Reproductive biology of *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) from rio Vacacaí, RS, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 2(4):209-215.

LAMPERT, V.R., AZEVEDO, M.A. & FIALHO, C.B. 2007. Reproductive biology of *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Ostariophysi: Characidae) from the Rio Ibicuí, RS, Brazil. Braz. Arch. Biol. Technol. 50(6):995-1004. http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132007000700011

LANGEANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 7(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007 (último acesso em 09/12/2009). http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020

LIZAMA, M.A.P. & AMBRÓSIO, A.M. 1999. Relação peso-comprimento e estrutura da população de nove espécies da família Characidae na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool. 16(3):779-788. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751999000300015

PIANA, P.A., GOMES, L.C., & CORTEZ, E.M. 2006. Factors influencing *Serrapinnus notomelas* (Characiformes: Characidae) populations in upper Paraná river floodplain lagoons. Neotropical Ichthyology, 4(1): 81-86.

LIZAMA, M.A.P. & AMBROSIO, A.M. 2002. Condition factor in nine species of fish of the Characidae family in the upper Parana River floodplain. Braz. J. Biol. 62(1):113-124. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842002000100014

LIZAMA, M.A.P. & AMBRÓSIO, A.M. 2003. Crescimento, recrutamento e mortalidade do pequi *Moenkhausia intermedia* (Osteichthyes, Characidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Acta Sci., Biol. Sci. 25(2):328-333.

LIZAMA, M.A.P. & AMBRÓSIO, A.M. 2004. Growth, recruitment, and mortality parameters for *Astyanax altiparanae* Garutti and Britski, 2000 and *A. schubarti*, Britski, 1964 (Pisces, Characidae) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. Acta Sci., Biol. Sci. 26(4):437-442.

LOURENÇO, L.S., SÚAREZ, Y.R. & FLORENTINO, A.C. 2008. Aspectos populacionais de *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) e *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characiformes: Characidae) em riachos da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. Biota Neotrop. 8(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n4/en/abstract?article+bn00408042008 (último acesso em 09/12/2009). http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000400003

MAZZONI, R. & SILVA, A.P.F. 2006. Aspectos da história de vida de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro) (Characiformes, Characidae) de um riacho costeiro de Mata Atlântica, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(1):228-233. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000100016

NIKOOLSKII, G.V. 1969. Theory of fish population dynamics. Oliver & Boyd, Edimburgh, 323 p.

PAULY, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. 39(2):175-192.

PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná Basin. Braz. Arch. Biol. Technol. 46:271-280. http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132003000200019

ROA, R., ERNST, B.E. & TAPIA, F. 1999. Estimation of size at sexual maturity: an evaluation of analytical and resampling procedures. Fish. Bull. 97:570-580.

SANTOS, A.F.G.N., SANTOS, L.N., ARAÚJO, F.G., SANTOS, R.N., ANDRADE, C.C., SILVA, P.S., ALVARENGA, R.J. & CAETANO, C.B. 2002. Relação Peso-Comprimento e Fator de Condição do acará *Geophagus brasiliensis*, no Reservatório de Lajes, RJ. Rev. Univ. Rural, Ser. Cienc. Vida 22(2):115-121.

SMITH, W.S. 2003. Os peixes do rio Sorocaba a história de uma bacia hidrográfica. Editora TCM, Sorocaba, 160 p.

SÚAREZ, Y.R. 2008. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02308032008 (último acesso em 09/02/2010). http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000300018

SÚAREZ, Y.R. & LIMA-JUNIOR, S.E. 2009. **Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná.** Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?article+bn01709012009 (último acesso em 09/12/2009). http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032009000100012

SÚAREZ, Y.R., VALÉRIO, S.B., TONDATO, K.K., XIMENES, L.Q.L. & FELIPE, T.R.A. 2007. Determinantes ambientais da ocorrência de espécies de peixes em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. Acta Sci., Biol. Sci. 19(2):145-150.

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. EDUEM, Maringá, 169 p.

WOOTTON, R.J. 1999. Ecology of Teleost Fishes. 2nd ed. Chapman & Hall, London.

Received 07/09/2010
Revised 07/09/2010
Accepted 25/04/2011

Composição florística e estrutura da comunidade arbórea na transição da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil

Eduardo Magalhães Borges Prata[1,2,4], Marco Antonio Assis[1] & Carlos Alfredo Joly[3]

[1]Departamento de Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista - UNESP, CP 199, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil
[2]Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Rio Claro, SP, Brasil
[3]Instituto de Biologia, Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, CP 6109, CEP 13081-970, Campinas, SP, Brasil
[4]Autor para correspondência: Eduardo Magalhães Borges Prata, e-mail: eduardombprata@gmail.com

PRATA, E.M.B., ASSIS, M.A. & JOLY, C.A. **Floristic composition and structure of tree community on the transition Lowland - Lowermontane Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, southeastern Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn02211022011

Abstract: We conducted floristic and structural surveys on arboreous component (circumference at breast high ≥ 15 cm) in 1 ha plot (100 sub-plots of 10 × 10 m) located in a stretch of Atlantic Ombrophilous Dense Forest Lowland-Lower montane transition, in Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, São Paulo State. The regenerating layer (H ≥ 1.5 m and circumference at breast height < 15 cm) was sampled in 0.4 ha (40 sub-plots of 10 × 10 m) within the plot. The richness and diversity were 156 species and H' = 4.00 for the arboreous component in 1 ha, 173 and H' = 4.25 for arboreous (113 species) and regenerating (134 species) layers together in 0.4 ha, and 192 species considering the whole sample. The most abundant species in the tree layer were *Euterpe edulis*, with 191 individuals (14.8%), *Mollinedia schottiana* (5.1%), *Rustia formosa* (4.8%), *Chrysoplhyllum flexuosum* (4.7%), *Coussarea meridionalis* var. *porophylla* (4.7%) and *Guapira opposita* (4.4%). These species were also among the most abundant in the regenerating layer. The richest families were Myrtaceae (32 spp.), Rubiaceae (15), Fabaceae (13), Sapotaceae (10), Moraceae (eight), Euphorbiaceae (seven) and Lauraceae (six). Tree species richness varied positively with density along the vertical structure of vegetation, being higher in lower high classes, where the density is much larger. On the other hand, the evenness in these classes was lower, increasing toward the upper classes, where trees are not concentrated in few species.
Keywords: *diversity, phytosociology, regenerating layer, species richness, tree layer, vertical structure.*

PRATA, E.M.B., ASSIS, M.A. & JOLY, C.A. **Composição florística e estrutura da comunidade arbórea na transição da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02211022011

Resumo: Realizamos o levantamento florístico e estrutural do componente arbóreo (PAP ≥ 15 cm) em uma parcela de 1 ha (100 sub-parcelas de 10 × 10 m) localizada em um trecho da transição Floresta Ombrófila Densa Atlântica das Terras Baixas-Submontana, no Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, Estado de São Paulo. O estrato regenerante (H ≥ 1,5 m e PAP < 15 cm) foi amostrado em 0,4 ha (40 sub-parcelas 10 × 10 m) dentro da parcela. A riqueza florística e a diversidade foram de 156 espécies e H' = 4,00 para o componente arbóreo em 1 ha, 173 e H' = 4,25 para os estratos arbóreo (113 espécies) e regenerante (134) em 0,4 ha e 192 espécies considerando toda a amostragem. As espécies mais abundantes no estrato arbóreo foram *Euterpe edulis*, com 191 indivíduos (14,8%), *Mollinedia schottiana* (5,1%), *Rustia formosa* (4,8%), *Chrysoplhyllum flexuosum* (4,7%), *Coussarea meridionalis* var. *porophylla* (4,7%) e *Guapira opposita* (4,4%). Estas espécies estiveram entre as mais abundantes também no estrato regenerante. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (32 spp.), Rubiaceae (15), Fabaceae (13), Sapotaceae (10), Moraceae (oito), Euphorbiaceae (sete) e Lauraceae (seis). A riqueza de espécies arbóreas variou positivamente com a densidade ao longo do gradiente vertical estrutural da vegetação, sendo maior nas classes mais baixas de altura, onde a densidade é expressivamente maior. Por outro lado, nestas classes a equabilidade é mais baixa, aumentando em direção às classes superiores, onde as árvores não estão concentradas em poucas espécies.
Palavras-chave: *diversidade, fitossociologia, estrato regenerante, riqueza de espécies, estrato arbóreo, estrutura vertical.*

Introdução

As florestas tropicais abrigam a maior parte das espécies arbóreas de todo o planeta, podendo em alguns casos conter em apenas meio quilômetro quadrado mais ou menos o mesmo número de espécies que toda a zona temperada da América do Norte, Europa e Ásia em conjunto (Wright 2002). Dentre as florestas neotropicais, a Floresta Ombrófila Densa Atlântica, considerada um dos mais importantes 'hot spot' (Myers et al. 2000, Laurance 2008), está entre aquelas de maior riqueza e diversidade florística. Os fatores responsáveis pela variação espacial da composição florística e que possibilitam a coexistência de um elevado número de espécies por área em florestas tropicais têm sido um dos principais temas de investigação na ecologia vegetal (Leigh et al. 2004, Chave 2008).

A diversidade de espécies arbóreas é resultado de processos que atuam em duas escalas principais, uma relacionada a processos de especiação ao longo da história evolutiva num contexto geográfico mais amplo e, outra relacionada a fatores que controlam a composição e abundância de espécies em nível local, favorecendo sua coexistência no espaço (Leigh et al. 2004, Giacomini 2007). A diversidade numa dada comunidade reflete a incapacidade de qualquer espécie em prevalecer sobre as demais em todas as funções, de modo que a especialização de uma determinada habilidade pela espécie geralmente a torna, por conseqüência, relativamente menos hábil em outras funções (Leigh et al. 2004). Desta forma, nichos mais estreitos são definidos pelas espécies e diferentes porções do continuum de recursos são utilizadas, sendo este um dos fatores que favorecem a coexistência de espécies (Begon et al. 2007). A respeito das principais teorias que tentam explicar coexistência e a diversidade de espécies, Giacomini (2007) fez uma excelente revisão da literatura e Terborgh et al. (2008) e Zimmerman et al. (2008) testaram suas validades em comunidades arbóreas de florestas tropicais.

No caso da Floresta Atlântica, existe uma boa quantidade de levantamentos florísticos para o componente arbóreo realizados ao longo dos últimos 30-40 anos, a exemplo dos trabalhos de Veloso & Klein (1968), Silva & Leitão Filho (1982), Leitão Filho (1993), Mantovani (1993), Ivanauskas (1997), Sanchez et al. (1999), Oliveira et al. (2001) e Guilherme (2003), dentre outros. Atualmente, o Projeto "Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo, Brasil" (Joly & Martinelli 2008) constitui o maior inventário florístico do componente arbóreo na Floresta Ombrófila Densa Atlântica conduzido de maneira sistematizada, a partir de 14 parcelas amostrais de 1 ha distribuídas em um gradiente altitudinal na Serra do Mar.

Em relação a Floresta Ombrófila Densa Atlântica, acreditamos que os elevados valores de riqueza e diversidade já registrados para o estrato arbóreo (Silva & Leitão Filho 1982, Leitão Filho 1993, Mantovani 1993, Ivanauskas 1997, Sanchez et al. 1999, Guilherme 2003) estejam associados a valores ainda maiores nos estratos regenerantes. Neste caso, o estrato regenerante atuaria como um banco de plantas de alta riqueza capaz de fornecer, a qualquer momento, espécies para ocupar um nicho recém-vago no estrato arbóreo. A alta diversidade no estrato regenerante aumentaria a probabilidade de que a espécie a ocupar este nicho fosse diferente daquela que a antecedeu, o que ajudaria a manter a alta diversidade no estrato arbóreo. Para avaliar esta hipótese, realizamos neste estudo o levantamento florístico e fitossociológico do estrato arbóreo, em 1 ha (100 parcelas de 10 × 10 m) e do estrato regenerante, em 0,4 ha (40 parcelas de 10 × 10 m) de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo, Brasil, com os seguintes objetivos: 1) Descrever a composição florística e a estrutura fitossociológica do componente arbóreo; 2) Descrever a composição e a estrutura do estrato regenerante; e 3) Caracterizar a estrutura vertical da vegetação em termos de densidade de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade de espécies por classe de altura.

Material e Métodos

1. Localização e caracterização da área de estudo

A área amostral corresponde a uma parcela de 1 ha (Parcela D) localizada em um trecho de transição da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas para Floresta Ombrófila Densa Submontana (de acordo com a classificação de Veloso et al. (1991) no Núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), município de Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil. Os desníveis topográficos na parcela variam entre 45 e 65 m de altitude acima do nível do mar. Esta parcela corresponde a uma das unidades amostrais do Projeto Temático "Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar" (Joly & Martinelli 2008).

O trecho amostrado está localizado à margem direita do Rio da Fazenda e dista aproximadamente uns 10 m deste no ponto mais próximo. Neste trecho, o Rio da Fazenda possui um leito estreito (ca. de 15 m), rochoso (constituído por rochas de tamanhos variados, como matacões, seixos, cascalhos e areia) e com alta energia no fluxo hídrico em alguns pontos.

2. Amostragem e análise de dados

Para caracterização florística e fitossociológica da comunidade, definimos dois estratos na vegetação. O estrato arbóreo foi definido pelo critério de inclusão mínimo de PAP (perímetro a altura do peito) ≥ 15 cm (ou DAP (diâmetro a altura do peito) ≥ 4,8 cm), conforme o protocolo de amostragem estabelecido pelo Projeto Biota-Gradiente Funcional (Joly & Martinelli 2008). O estrato regenerante incluiu todos os indivíduos de espécies arbóreas (ou arbustivas que potencialmente podem atingir o estrato arbóreo conforme o critério de inclusão estabelecido) com H ≥ 1,5 m e PAP < 15. Amostramos todos os indivíduos do estrato arbóreo, incluindo palmeiras e samambaias, em uma parcela de 1 ha (100 sub-parcelas contíguas de 10 × 10 m), e todos os indivíduos do estrato regenerante em 40 sub-parcelas de 10 × 10 m sorteadas dentro do hectare. Seguindo estes critérios, registramos os valores de PAP e altura e coletamos uma amostra de todas as plantas (ramos preferencialmente em fase reprodutiva, quando possível). O material fértil coletado foi depositado no Herbário Rioclarense (HRCB) da Universidade Estadual Paulista – Unesp/Rio Claro. As duplicatas estão sendo preparadas para incorporação ao Herbário D. Bento Pickel (SPSF) do Instituto Florestal de São Paulo Paulo e Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC), entre outros. Realizamos a identificação das espécies com a ajuda de especialistas, por comparação com exsicatas em herbários ou por meio de chaves de identificação. A classificação taxonômica das espécies foi baseada no sistema proposto em APG II (Angiosperm... 2003), segundo adaptação de Souza & Lorenzi (2005).

Foram calculados os descritores fitossociológicos densidade, freqüência e dominância (absolutos e relativos) e valor de importância (VI) (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) para as espécies, além dos índices de diversidade de Shannon (H'), Simpson (1-D) e equabilidade de Pielou (J') e Simpson ($E_{1/D}$) (Krebs 1998) para a comunidade de espécies arbóreas. Os cálculos foram conduzidos nos programas FITOPAC (Shepherd 1995) e Ecological Methodology (Krebs 1998). Para as espécies presentes em ambos os estratos, realizamos uma análise de correlação de Pearson entre os valores de densidade com que ocorrem em ambos os estratos. Esperamos encontrar um padrão

para a comunidade no qual as densidades de uma determinada espécie nos estratos variem de forma positivamente correlacionada.

Calculamos os parâmetros riqueza, densidade, diversidade e equabilidade de espécies para classes de altura pré-definidas, considerando todos os indivíduos amostrados nos estratos arbóreos e regenerantes nas 40 sub-parcelas. Nestas análises, pré-estabelecemos inicialmente classes simétricas a partir da altura mínima e máxima registradas, totalizando 14 classes de 2,5 m entre alturas que variaram de 1,5 m (critério mínimo de inclusão) a 35 m. Devido à baixa densidade ou mesmo ausência de indivíduos nas classes de maiores alturas e, considerando os possíveis erros de estimativa de altura destas plantas em campo (já que quanto maior a altura maior a imprecisão na estimativa), decidimos juntar as últimas classes, reduzindo a 10 o número total de classes. Desta forma, em ordem crescente de altura, as sete primeiras classes mantiveram 2,5 m de tamanho, a oitava e nona foram ampliadas para 5 m (o equivalente a duas classes de 2,5 m) e a décima (última) ficou com tamanho de 7,5 m (três classes de 2,5 m). Esta última somou três classes devido ao fato de uma delas (a décima terceira classe previamente estabelecida) não ter apresentado nenhum indivíduo. Para verificar a influência da alteração do número de classes em nossas análises subseqüentes, aplicamos uma correlação entre o logaritmo neperiano da riqueza e da densidade por classe de altura, considerando tanto as 14 classes iniciais quanto as dez classes posteriormente definidas. Os coeficientes de correlação foram praticamente iguais em ambos os casos (r = 0,97 e 0,98). Os cálculos de diversidade e equabilidade foram realizados no programa Ecological Methodology (Krebs 1998).

Avaliamos a distribuição da densidade, riqueza, diversidade e equabilidade de espécies pelos estratos verticais da floresta (classes de altura) a partir de correlações lineares. Procuramos descrever as relações entre riqueza de espécies e densidade de plantas por classe de altura, e entre diversidade e equabilidade por classe de altura.

Resultados

1. Composição florística e estrutura fitossociológica

Foram registradas 156 espécies e 41 famílias botânicas na parcela de 1 ha. O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 4,00 nats/indivíduo, o de Simpson (1-D) igual a 0,96 e a Equabilidade (J') igual a 0,79. Dentre o total de 1.284 indivíduos vivos amostrados (Figura 1), *Euterpe edulis* Mart. ocorreu com 191 (14,8%), seguido por *Mollinedia schottiana* (Spreng.) Perkins (5,1%), *Rustia formosa* (Cham. & Schltdl. ex DC.) Klotzsch (4,8%), *Chrysoplhyllum flexuosum* Mart. (4,7%), *Coussarea meridionalis* (Vell.) Müll.Arg. var. *porophylla* (Vell.) M.Gomes (4,7%), *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (4,4%), *Coussarea accedens* Mull. Arg. (3,5%) e *Bathysa mendoncaei* K.Schum. (3,1%) na ordem decrescente de abundância (Tabela 1). Estas oito espécies (5% do total) concentraram 45% dos indivíduos, enquanto 46 espécies (29.4%) foram representadas por apenas uma árvore.

As espécies de maior dominância na parcela foram: *Hyeronima alchorneoides* Allemão, *Guapira opposita*, *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb., *Rustia formosa*, *Ficus gomelleira* Kunth & C.D.Bouché, *Eriotheca pentaphylla* (Vell.) A.Robyns e *Euterpe edulis*. Em relação ao VI (valor de importância), destacaram-se *Euterpe edulis*, *Guapira opposita*, *Rustia formosa*, *Chrysophyllum flexuosum*, *Mollinedia schottiana*, *Hyeronima alchorneoides*, *Coussarea meridionalis* var. *porophylla* e *Virola bicuhyba*. Devido à sua abundância (densidade), distribuição ampla pela área (freqüência) e dominância relativamente alta (área basal), *Euterpe edulis* ocorreu com o maior valor de importância (VI).

As famílias com maior riqueza de espécies foram, Myrtaceae (32 espécies em 204 indivíduos), Rubiaceae (15 em 227), Fabaceae (13 em 45), Sapotaceae (10 em 93), Moraceae (oito em 20), Euphorbiaceae (sete em 35) e Lauraceae (seis em 20). Os maiores valores de importância foram para Myrtaceae, Rubiaceae, Arecaceae, Sapotaceae, Monimiaceae e Nyctaginaceae.

Quanto à estrutura da comunidade, a área basal total foi de 30.1 m^2, enquanto a média de diâmetro para as árvores foi de 13,35 cm (desvio padrão = 10,99), variado entre 4,8 cm (diâmetro mínimo) a ca. 127 cm, sendo este último o valor máximo registrado na parcela para um indivíduo de *Ficus gomelleira*. A média de altura das árvores foi de 9,9 m (desvio padrão = 5,65) e a moda igual a sete, com valores mínimos e máximos de dois e 35 m de altura, respectivamente. A média de altura calculada foi altamente influenciada pela alta densidade de indivíduos de baixo porte e, portanto, não condiz com

Tabela 1. Relação de espécies por família botânica e descritores fitossociológicos para a comunidade arbórea amostrada em 1 ha de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Nucleo Picinguaba/PESM, onde Nind = número de indivíduos, FrAb = frequência absoluta, FrRe = frequência relativa, DoAb = dominância absoluta, DoRe = dominância relativa, VI = valor de importância e VC = valor de cobertura.

Table 1. List of species by botanical family and phytosociological descriptors for tree community sampled in 1 ha of Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/PESM, where NInd = number of individuals, FrAb = absolute frequency, FrRe = relative frequency, DoAb = absolute dominance, DoRe = relative dominance, VI = importance value and VC = coberture value.

Família	Espécie	NInd	FrAb	FrRe	DoAb	DoRe	VI	VC
Anacardiaceae	*Tapirira guianensis* Aubl.	1	1	0.10	0.01	0.04	0.22	0.12
Annonaceae	*Guatteria gomeziana* A.St.-Hil.	1	1	0.10	0.01	0.03	0.2	0.10
	Rollinia sericea (R.E.Fr.) R.E.Fr.	1	1	0.10	0.02	0.06	0.24	0.14
Aquifoliaceae	*Ilex* sp._D, G, I & J	3	3	0.30	0.01	0.03	0.56	0.26
	Ilex theezans Mart. ex Reissek	1	1	0.10	0.01	0.03	0.21	0.10
Araliaceae	*Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch.	2	2	0.20	0.06	0.19	0.55	0.35
	Schefflera angustissima (Marchal) Frodin	1	1	0.10	0.07	0.24	0.42	0.32
	Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi	2	2	0.20	0.01	0.03	0.38	0.19
Arecaceae	*Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret	15	8	0.81	0.14	0.46	2.43	1.63
	Euterpe edulis Mart.	191	76	7.67	1.10	3.65	26.13	18.53
	Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	28	25	2.52	0.47	1.56	6.24	3.74
Bignoniaceae	*Tabebuia obtusifolia* (Cham.) Bureau	10	9	0.91	0.31	1.03	2.71	1.81
Boraginaceae	*Cordia taguahyensis* Vell.	22	18	1.82	0.14	0.47	3.98	2.18

Tabela 1. Continuação.

Família	Espécie	NInd	FrAb	FrRe	DoAb	DoRe	VI	VC
Cardiopteridaceae	*Citronella paniculata* (Mart.) R.A.Howard	6	5	0.50	0.04	0.13	1.09	0.59
Caricaceae	*Jacaratia heptaphylla* (Vell.) A.DC.	1	1	0.10	0.09	0.30	0.48	0.38
	Jacaratia spinosa (Aubl.) A.DC.	1	1	0.10	0.10	0.34	0.52	0.42
Celastraceae	*Cheiloclinium cognatum* (Miers) A.C.Sm.	2	2	0.20	0.03	0.11	0.46	0.26
	Maytenus aquifolium Mart.	3	3	0.30	0.05	0.17	0.7	0.40
	Maytenus ardisiifolia Reissek	3	3	0.30	0.01	0.02	0.55	0.25
	Salacia grandifolia (Mart. ex Schult.) G.Don	5	5	0.50	0.02	0.05	0.94	0.44
Chrysobalanaceae	*Couepia venosa* Prance	2	2	0.20	0.01	0.02	0.38	0.18
	Hirtella hebeclada Moric. ex DC.	2	2	0.20	0.06	0.18	0.54	0.34
Clusiaceae	*Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi	16	15	1.51	0.22	0.72	3.47	1.97
Combretaceae	*Buchenavia kleinii* Exell	2	2	0.20	0.42	1.40	1.76	1.56
	Terminalia januarensis DC.	4	4	0.40	0.35	1.17	1.89	1.49
	Terminalia sp.1_B & D	3	3	0.30	0.02	0.08	0.61	0.31
Cyatheaceae	*Alsophila sternbergii* (Sternb.) D.S.Conant	18	10	1.01	0.17	0.57	2.97	1.97
Dichapetalaceae	*Stephanopodium estrellense* Baill.	1	1	0.10	0.01	0.03	0.21	0.11
Elaeocarpaceae	*Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth.	26	26	2.62	0.77	2.55	7.17	4.57
Erythroxylaceae	*Erythroxylum cuspidifolium* Mart.	1	1	0.10	0.02	0.05	0.23	0.13
	Erythroxylum sp.1_D	1	1	0.10	0.02	0.05	0.23	0.13
Euphorbiaceae	*Alchornea glandulosa* Poepp.	1	1	0.10	0.03	0.08	0.26	0.16
	Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.	10	7	0.71	0.51	1.71	3.19	2.49
	Mabea piriri Aubl.	13	10	1.01	0.46	1.53	3.55	2.54
	Pausandra morisiana (Casar.) Radlk.	7	6	0.61	0.02	0.07	1.21	0.61
	Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	1	1	0.10	0.04	0.13	0.31	0.20
	Sapium glandulosum (L.) Morong	1	1	0.10	0.10	0.34	0.52	0.42
	Tetrorchidium rubrivenium Poepp.	2	2	0.20	0.08	0.28	0.64	0.44
Fabaceae	*Ormosia arborea* (Vell.) Harms	1	1	0.10	0.01	0.02	0.19	0.09
Fabaceae	*Pseudopiptadenia warmingii* (Benth.) G.P.Lewis & M.P.Lima	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.08
Fabaceae-Caesalpinoideae	*Hymenaea courbaril* var. *altissima* (Ducke) Y.T. Lee & Langenh.	1	1	0.10	0.72	2.38	2.56	2.46
	Tachigali denudata (Vogel) Oliveira-Filho	2	2	0.20	0.01	0.03	0.38	0.18
	Tachigali multijuga Benth.	2	2	0.20	0.08	0.26	0.61	0.41
	Copaifera langsdorffii Desf.	2	2	0.20	0.04	0.13	0.49	0.29
Fabaceae-Faboideae	*Dahlstedtia pinnata* (Benth.) Malme	2	2	0.20	0.01	0.02	0.37	0.17
	Pterocarpus rohrii Vahl	1	1	0.10	0.01	0.03	0.21	0.11
	Swartzia oblata R.S. Cowan	3	3	0.30	0.10	0.32	0.85	0.55
	Swartzia simplex var. *grandiflora* (Raddi) R.S. Cowan	14	13	1.31	0.14	0.48	2.87	1.57
	Zollernia ilicifolia (Brongn.) Vogel	8	8	0.81	0.04	0.13	1.55	0.75
Fabaceae-Mimosoideae	*Inga capitata* Desv.	3	3	0.30	0.15	0.51	1.04	0.74
	Inga cauliflora Willd.	3	3	0.30	0.01	0.04	0.57	0.27
	Inga nutans Mart.	1	1	0.10	0.01	0.05	0.22	0.12
	Inga striata Benth.	1	1	0.10	0.01	0.04	0.21	0.11
Indeterminada	Indeterminada sp.06_D	3	3	0.30	0.10	0.34	0.87	0.57
Lauraceae	*Cryptocarya mandioccana* Meisn.	2	2	0.20	0.06	0.20	0.56	0.36
	Cryptocarya saligna Mez	6	6	0.61	0.23	0.78	1.84	1.24
	Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	3	3	0.30	0.01	0.04	0.57	0.27
	Lauraceae sp.1_D	1	1	0.10	0.00	0.01	0.18	0.08
	Ocotea dispersa (Nees) Mez	7	7	0.71	0.09	0.29	1.54	0.84
	Ocotea divaricata (Nees) Mez	1	1	0.10	0.01	0.02	0.2	0.09

Tabela 1. Continuação.

Família	Espécie	NInd	FrAb	FrRe	DoAb	DoRe	VI	VC
Lecythidaceae	*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze	2	2	0.20	0.06	0.20	0.55	0.35
Malvaceae	*Eriotheca pentaphylla* (Vell.) A.Robyns	20	19	1.92	1.22	4.07	7.53	5.63
	Quararibea turbinata (Sw.) Poir.	11	11	1.11	0.07	0.24	2.19	1.09
Meliaceae	*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata (*Vell.) T.D.Penn.	2	2	0.20	0.01	0.04	0.39	0.19
	Trichilia lepidota Mart.	3	3	0.30	0.29	0.98	1.51	1.21
	Trichilia silvatica C.DC.	2	2	0.20	0.06	0.21	0.57	0.37
Monimiaceae	*Mollinedia elegans* Tul.	2	2	0.20	0.03	0.10	0.46	0.26
	Mollinedia engleriana Perkins	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.09
	Mollinedia lamprophylla Perkins	6	6	0.61	0.34	1.12	2.19	1.59
	Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins	66	46	4.64	0.41	1.35	11.09	6.49
	Mollinedia uleana Perkins	14	12	1.21	0.21	0.70	2.99	1.79
Moraceae	*Brosimum guianense* (Aubl.) Huber	3	3	0.30	0.02	0.05	0.58	0.28
	Brosimum lactescens (S.Moore) C.C.Berg	1	1	0.10	0.19	0.62	0.8	0.70
	Brosimum sp.1_D	2	2	0.20	0.02	0.08	0.44	0.24
	Ficus gomelleira Kunth & C.D.Bouché	1	1	0.10	1.27	4.24	4.42	4.32
	Ficus insipida Willd.	2	2	0.20	0.32	1.06	1.41	1.21
	Ficus luschnathiana (Miq.) Miq.	1	1	0.10	0.22	0.74	0.91	0.81
	Sorocea bonplandii (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Wess.Boer	5	5	0.50	0.07	0.22	1.1	0.61
	Sorocea hilarii Gaudich.	5	5	0.50	0.06	0.20	1.09	0.59
Myristicaceae	*Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb.	19	17	1.72	1.89	6.29	9.47	7.77
Myrsinaceae	*Ardisia martiana* Miq.	2	2	0.20	0.01	0.02	0.37	0.17
Myrtaceae	*Calyptranthes lucida* Mart. ex Dc.	4	4	0.40	0.16	0.55	1.26	0.86
	Calyptranthes strigipes O.Berg	13	11	1.11	0.61	2.04	4.15	3.05
	Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk.	1	1	0.10	0.01	0.03	0.21	0.11
	Campomanesia schlechtendaliana (O.Berg) Nied.	1	1	0.10	0.01	0.02	0.2	0.10
	Eugenia batingabranca Sobral	1	1	0.10	0.01	0.02	0.2	0.10
	Eugenia cerasiflora Miq.	3	3	0.30	0.08	0.27	0.81	0.51
	Eugenia cereja D.Legrand	14	14	1.41	0.16	0.53	3.02	1.62
	Eugenia excelsa O.Berg	2	2	0.20	0.07	0.23	0.59	0.39
	Eugenia fusca O.Berg	28	24	2.42	0.54	1.80	6.38	3.98
	Eugenia magnibracteolata Mattos & D. Legrand	2	2	0.20	0.00	0.01	0.37	0.17
	Eugenia melanogyna (D.Legrand) Sobral	4	3	0.30	0.01	0.05	0.66	0.36
	Eugenia monosperma Vell.	18	18	1.82	0.15	0.49	3.69	1.89
	Eugenia mosenii (Kausel) Sobral	3	2	0.20	0.08	0.28	0.71	0.51
	Eugenia oblongata O.Berg	12	12	1.21	0.28	0.93	3.07	1.87
	Eugenia plicata Nied.	3	3	0.30	0.01	0.04	0.58	0.28
	Eugenia prasina O.Berg	16	13	1.31	0.05	0.17	2.72	1.42
	Eugenia sp.1_D & E	4	3	0.30	0.03	0.10	0.71	0.41
	Eugenia subavenia O.Berg	4	4	0.40	0.03	0.10	0.81	0.41
	Eugenia neoaustralis Sobral	1	1	0.10	0.03	0.11	0.29	0.19
	Marlierea glazioviana Kiaersk.	5	5	0.50	0.11	0.37	1.26	0.76
	Marlierea obscura O.Berg	17	16	1.61	0.39	1.29	4.22	2.62
	Marlierea racemosa (Vell.) Kiaersk.	3	3	0.30	0.04	0.13	0.66	0.36
	Marlierea sp.4_D	2	2	0.20	0.05	0.18	0.53	0.33
	Marlierea sylvatica (O.Berg) Kiaersk.	3	3	0.30	0.03	0.11	0.65	0.35
	Marlierea tomentosa Cambess.	12	11	1.11	0.18	0.61	2.65	1.55
	Myrcia sp.1_D, E & G *(=Gomidesia blanchetiana* O.Berg)	2	2	0.20	0.01	0.02	0.38	0.18

Tabela 1. Continuação.

Família	Espécie	NInd	FrAb	FrRe	DoAb	DoRe	VI	VC
Myrtaceae	*Myrcia spectabilis* DC.	9	6	0.61	0.05	0.16	1.47	0.86
	Myrcia tijucensis Kiaersk.	2	2	0.20	0.15	0.49	0.85	0.65
	Myrciaria floribunda (H.West ex Willd.) O.Berg	7	7	0.71	0.11	0.35	1.59	0.89
	Myrtaceae sp.4_D	6	4	0.40	0.08	0.28	1.14	0.74
	Neomitranthes glomerata (D.Legrand) D.Legrand	1	1	0.10	0.01	0.02	0.2	0.10
	Plinia edulis (Vell.) Sobral	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.09
Nyctaginaceae	*Guapira nitida* (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	1	1	0.10	0.08	0.26	0.44	0.34
	Guapira opposita (Vell.) Reitz	57	43	4.34	2.20	7.32	16.06	11.76
Ochnaceae	*Ouratea parviflora* (DC.) Baill.	1	1	0.10	0.00	0.01	0.18	0.08
Olacaceae	*Tetrastylidium grandifolium* (Baill.) Sleumer	3	3	0.30	0.05	0.17	0.7	0.40
Phyllanthaceae	*Hieronyma alchorneoides* Allemão	10	8	0.81	2.44	8.12	9.7	8.90
	Phyllanthus cf. *acuminatus* Vahl	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.09
Polygonaceae	*Ruprechtia laxiflora* Meisn.	3	3	0.30	0.46	1.53	2.06	1.76
Proteaceae	*Roupala brasiliensis* Klotzsch	7	7	0.71	0.68	2.25	3.49	2.79
Quiinaceae	*Quiina glaziovii* Engl.	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.09
Rubiaceae	*Alseis floribunda* Schott	3	3	0.30	0.05	0.17	0.7	0.40
	Bathysa australis (A.St.-Hil.) Benth. & Hook.f.	2	2	0.20	0.04	0.12	0.48	0.28
	Bathysa mendoncaei K.Schum.	40	31	3.13	0.31	1.03	7.24	4.14
	Coussarea accedens Müll.Arg.	45	32	3.23	0.24	0.80	7.51	4.31
	Coussarea meridionalis var. *porophylla* (Vell.) M.Gomes	60	37	3.73	0.34	1.15	9.52	5.82
	Faramea pachyantha Müll.Arg.	2	2	0.20	0.02	0.08	0.43	0.23
	Ixora heterodoxa Müll.Arg.	1	1	0.10	0.01	0.02	0.2	0.09
	Psychotria mapourioides DC.	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.09
	Psychotria nuda (Cham. & Schltdl.) Wawra	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.09
	Rubiaceae sp.1_D	2	2	0.20	0.01	0.02	0.38	0.18
	Rubiaceae sp.2_D	2	2	0.20	0.00	0.01	0.37	0.17
	Rudgea cf. *nodosa* (Cham.) Benth	2	2	0.20	0.00	0.01	0.37	0.17
	Rudgea vellerea Müll.Arg.	3	3	0.30	0.02	0.06	0.59	0.29
	Rustia formosa (Cham. & Schltdl.) Klotzsch	62	41	4.14	1.30	4.33	13.26	9.16
	Simira sampaioana (Standl.) Steyerm.	1	1	0.10	0.01	0.02	0.2	0.10
Rutaceae	*Dictyoloma vandellianum* A.Juss.	1	1	0.10	0.06	0.20	0.37	0.27
	Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.	1	1	0.10	0.01	0.05	0.23	0.12
Sapindaceae	*Cupania furfuracea* Radlk.	1	1	0.10	0.02	0.06	0.24	0.14
	Cupania oblongifolia Mart.	3	3	0.30	0.40	1.33	1.87	1.57
	Matayba cf. *elaeagnoides* Radlk.	1	1	0.10	0.00	0.01	0.19	0.09
Sapotaceae	*Chrysophyllum* cf. *paranaense* T.D.Penn.	4	4	0.40	0.04	0.12	0.83	0.43
	Chrysophyllum flexuosum Mart.	60	48	4.84	0.86	2.86	12.33	7.53
	Chrysophyllum viride Mart. & Eichler ex Miq.	2	2	0.20	0.22	0.74	1.1	0.89
	Ecclinusa ramiflora Mart.	9	7	0.71	0.31	1.02	2.42	1.72
	Manilkara subsericea (Mart.) Dubard	1	1	0.10	0.05	0.16	0.34	0.24
	Micropholis crassipedicellata (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	2	2	0.20	0.45	1.48	1.84	1.64
	Pouteria bullata (S.Moore) Baehni	1	1	0.10	0.01	0.02	0.2	0.10
	Pouteria cf. *gardneri* (Mart. & Miq.) Baehni	1	1	0.10	0.02	0.06	0.24	0.14
	Pouteria psammophila (Mart.) Radlk.	2	2	0.20	0.11	0.37	0.73	0.53
	Pouteria venosa (Mart.) Baehni	11	10	1.01	0.34	1.13	2.99	1.99
Simaroubaceae	*Picramnia ciliata* Mart.	2	2	0.20	0.02	0.06	0.41	0.21
Urticaceae	*Cecropia glaziovii* Snethl.	14	10	1.01	0.21	0.71	2.8	1.80
	Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini	2	2	0.20	0.32	1.08	1.43	1.23
	Pourouma guianensis Aubl.	3	3	0.30	0.22	0.72	1.25	0.95

a altura do dossel, que varia em torno de 15-20 m. Destacaram-se na fitofisionomia as espécies *Eriotheca pentaphylla*, *Virola bicuhyba*, *Hyeronima alchorneoides*, *Buckenavia kleinii* Exell, *Ficus insipida* Willd., *F. Luschnathiana* (Miq.) Miq., *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg, *Tetrorchidium rubrivenium* Poepp., *Mabea piriri* Aubl., *Micropholis crassipedicelata* (Mart. & Eichl.) Pierre, *Hymenaea courbaril* var. *altissima* (Ducke) Y.T. Lee & Langenh., *Roupala brasiliensis* Klotzsch, *Jacaratia spinosa* (Aubl.) A.DC., *Cryptocaria saligna* Mez e *Cryptcaria mandiocana* Meisn., pelas alturas elevadas de suas árvores emergentes.

Um fato interessante observado durante o levantamento florístico na parcela foi a ocorrência de epifitismo por *Geonoma* Willd. (Arecaceae). Este tipo de hábito parece não ter sido registrado até o momento para espécies de palmeiras de sub-bosque na Floresta Atlântica. Um grupo de mais ou menos 20 indivíduos foi encontrado estabelecido a aproximadamente 20 m de altura sobre a copa do forófito, um indivíduo de *Ficus gomelleira*. Esta espécie é bastante comum no sub-bosque da parcela, apresentando estipe fino e altura não superior a 1,5-2,0 m. O mais provável para a condição de epifitismo registrada, é que os frutos zoocóricos de *Geonoma* sp. tenham sido dispersos para a copa do forófito através da avifauna, que pode ter utilizado a copa da figueira como poleiro após forragear no sub-bosque, ou ainda, pode ter acessado a copa em busca dos frutos também zoocóricos de *Ficus gomelleira*.

2. Composição do estrato regenerante e estrutura vertical

Encontramos 173 espécies arbóreas pertencentes a 47 famílias taxonômicas dentre um total de 1.851 indivíduos com altura igual ou superior a 1,5 m amostrados em 0,4 ha. Deste total, 36 espécies foram exclusivas do estrato arbóreo (com 113 espécies), 60 do regenerante (com 134 espécies) e 77 ocorreram em ambos os estratos (Tabela 2). O número de espécies chega a 191 ao incluir-se as de hábito herbáceo ou arbustivo que entraram no critério de amostragem (dados não apresentados), mas que não foram utilizadas nos cálculos de estrutura e diversidade de espécies da comunidade. Os índices de diversidade de Shannon e Simpson foram iguais a H' = 4,25 nats/indivíduo e 1-D = 0,97, e as equabilidades de Pielou e Simpson iguais a J' = 0,82 e $E_{1/D}$ = 0,22, respectivamente. Os valores de densidade, riqueza, diversidade e equabilidade para os estratos arbóreo e arbustivo analisados em conjunto e separadamente, são apresentados na Tabela 3. Somando-se o número de espécies do estrato regenerante com o do estrato arbóreo na parcela de 1 ha, atinge-se um total de 192 espécies, sendo 29 (15%) destas exclusivas do estrato regenerante.

A distribuição dos valores de altura de todos os indivíduos com altura superior a 1,5 m é mostrada no gráfico da Figura 2. Grande parte dos indivíduos (89,7%) ocorreu com alturas entre 1,5 e 10 m, enquanto o restante (10,3%) distribuiu-se em alturas superiores a estas, constituindo o dossel entre 15-20 m, com emergentes de até 35 m de altura.

De um modo geral, dentre as espécies comuns aos dois estratos, as de maior densidade no estrato arbóreo foram também abundantes no estrato regenerante (Figura 3), sendo elas *Euterpe edulis*, *Guapira opposita*, *Mollinedia schottiana*, *Chrysophyllum flexuosum*, *Coussarea accedens*, *Bathysa mendoncaei* e *Rustia formosa*, dentre outras. Seis espécies foram excluídas desta análise, visto que são espécies de baixo porte e, portanto, ocorrem naturalmente em baixa densidade no estrato arbóreo (*Salacia grandifolia* (Mart. ex Schult.) G.Don, *Psychotria nuda*(Cham. & Schltdl.) Wawra, Rubiaceae sp.1, Rubiaceae sp.2, *Ouratea parviflora* Baill. e *Myrcia* sp.1_D, E & G *(= Gomidesia blanchetiana* O.Berg)).

Os valores de riqueza e densidade por classe de altura são menores nas classes mais altas e aumentam em direção às classes mais baixas, que inclui indivíduos arbóreos, arvoretas e indivíduos regenerantes de espécies de dossel ou emergentes (Figura 4). Os valores de riqueza e densidade para as classes de altura foram de 129 espécies em 1.102 indivíduos na classe 1, 94 em 388 na classe 2, 54 em 151 na classe 3, 30 em 54 na classe 4, 31 em 52 na classe 5, 24 em 48 na classe 6, 16 em 20 na classe 7, 13 em 15 na classe 8, 10 em 11 na classe 9 e 9 em 10 na classe 10 (Tabela 4). A equabilidade aumentou linearmente com o aumento das classes de altura (Figura 5), de modo que quanto maior a classe de altura considerada, maior a proporcionalidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies. Apesar do aumento da equabilidade, a diversidade diminuiu em consequência da redução da riqueza em direção às classes mais altas (Figura 6).

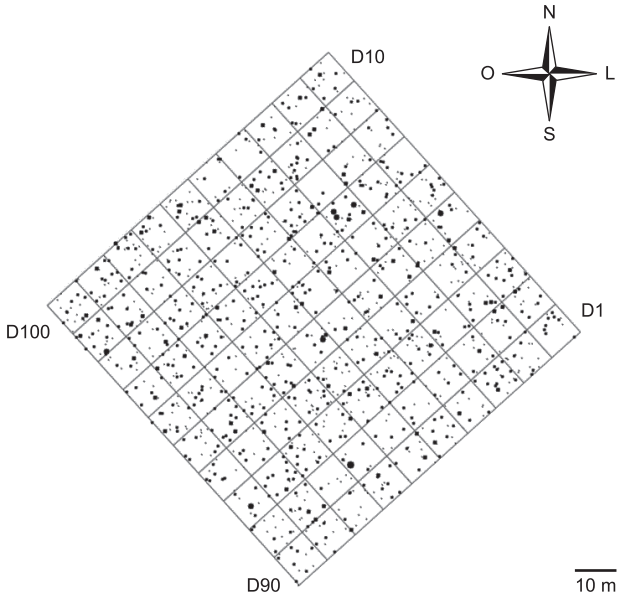


Figura 1. Mapa de distribuição dos 1.284 indivíduos arbóreos registrados na Parcela D, na Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, SP. A circunferência dos pontos corresponde ao perímetro (PAP) das árvores em escala proporcional.

Figure 1. Distribution map of the 1,284 trees recorded in Plot D (1 ha), in Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, SP. The circumference of the dots corresponds to the circumference at breast high of trees on proportional scale.

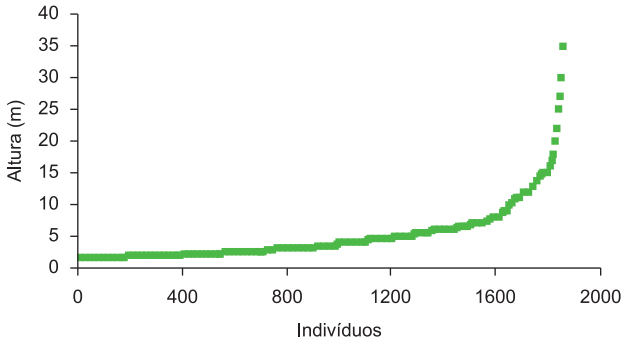


Figura 2. Altura em ordem crescente de todos os indivíduos com altura maior que 1,5 m (estratos arbóreo e regenerante) em 0,4 ha de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, SP.

Figure 2. Height in ascending order of all individuals with height greater than 1.5 m (tree and regenerating layers) in 0.4 ha of Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, SP.

Tabela 2. Relação das espécies por família botânica e suas densidades (número de indivíduos) registradas para os estratos regenerante (H ≥ 1,5 m e PAP < 15 cm) e arbóreo (PAP ≥ 15 cm) em 0,4 ha de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Núcleo Picinguaba/PESM.

Table 2. List of species by botanical family and their densities (number of individuals) recorded for regenerantig (H ≥ 1.5 m and circumference at breast height < 15 cm) and tree (circumference at breast high ≥ 15 cm) layers in 0.4 ha of Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/PESM.

Famílias	Espécies	Densidade nos estratos	
		Regenerante	Arbóreo
Annonaceae	*Guatteria australis* A.St.Hil.	4	0
	Rollinia sericea (R.E. Fr.) R.E.Fr.	0	1
Apocynaceae	*Malouetia arborea* (Vell.) Miers.	1	0
Aquifoliaceae	*Ilex theezans* Mart. ex Reissek	0	1
	Ilex sp._D, G, I & J	2	1
Araliaceae	*Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne & Planch.	1	0
	Schefflera angustissima Marchal (Frodim)	0	1
	Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi	1	0
Arecaceae	*Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret	0	4
	Euterpe edulis Mart.	76	63
	Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	1	12
Bignoniaceae	*Tabebuia obtusifolia* (Cham.) Bureau	8	4
Boraginaceae	*Cordia taguahyensis* Vell.	15	9
Cardiopteridaceae	*Citronella paniculata* (Mart.) R.A.Howard	8	3
Caricaceae	*Jacaratia heptaphylla* (Vell.) A.DC.	1	0
	Jacaratia spinosa (Aubl.) A.DC.	0	1
Celastraceae	*Cheiloclinium cognatum* (Miers.) A.C.Smith.	6	1
	Maytenus ardisiaefolia Reissek	13	1
	Maytenus aquifolium Mart.	1	1
	Maytenus sp.1_D	2	0
	Salacia grandifolia (Mart. ex Schult.) G.Don	14	2
Chrysobalanaceae	*Couepia venosa* Prance	0	2
	Hirtella hebeclada Moric. ex DC.	1	1
Clusiaceae	*Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi	30	3
Combretaceae	*Terminalia januaerensis* DC.	0	3
	Terminalia sp.1_B & D	3	0
Cyatheaceae	*Alsophila sternbergii* (Sternb.) D.S.Conant	0	7
Elaeocarpaceae	*Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth.	20	7
	Sloanea monosperma Vell.	1	0
Erythroxylaceae	*Erythroxyllum cuspidifolium* Mart.	0	1
	Erythroxyllum sp.1_D	1	0
	Erythroxyllum sp.2_D	1	0
Euphorbiaceae	*Alchornea glandulosa* Poepp.	1	1
	Alchornea triplinervia (Spreng.) Mull.Arg.	0	4
	Mabea piriri Aubl.	6	8
	Pausandra morisiana (Casar.) Radlk.	10	4
	Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	0	1
	Sapium glandulosum (L.) Morong	0	1
	Tetrorchidium rubrivenium Poepp.	1	0
Fabaceae	*Copaifera langsdorffii* Desf.	1	2
	Dahlstedtia pinnata (Benth.) Malme	12	1
	Lonchocarpus cultratus (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	1	0

Tabela 2. Continuação.

Famílias	Espécies	Densidade nos estratos	
		Regenerante	Arbóreo
Fabaceae	*Inga cauliflora* Willd.	3	0
	Inga nutans Mart.	0	1
	Inga capitata Desv.	1	1
	Inga striata Benth.	1	1
	Swartzia oblata R.S.Cowan	2	2
	Swartzia simplex (Sw.) Spreng.	12	6
	Tachigali denutata (Vogel.) Oliveira-Filho	0	2
	Zollernia ilicifolia (Brongn.) Vogel	9	4
Indeterminada	Indeterminada sp.1_D	1	0
	Indeterminada sp.2_D	5	0
	Indeterminada sp.6_D	0	3
Lauraceae	*Cryptocaria mandiocana* Meisn.	0	1
	Cryptocaria saligna Mez	5	3
	Cryptocaria sp.1_D	1	0
	Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F.Macbr.	4	0
	Lauraceae sp.1_D	0	1
	Lauraceae sp.2_D	2	0
	Ocotea dispersa (Nees) Mez	4	4
	Ocotea divaricata (Nees) Mez	1	0
Lecythidaceae	*Cariniana estrelensis* (Raddi) Kuntze	3	1
Malvaceae	*Eriotheca pentaphylla* (Vell.) A.Robyns	10	9
	Quararibea turbinata (Sw.) Poir.	19	5
Melastomataceae	*Miconia* sp.1_D	2	0
	Miconia sp.2_D	2	0
Meliaceae	*Guarea macrophylla* Vahl	1	1
	Trichilia lepdota Mart.	0	2
	Trichilia pallida Sw.	4	0
	Trichilia silvatica C.DC.	15	1
	Trichilia sp._D	1	0
Monimiaceae	*Mollinedia elegans* Tul.	1	1
	Mollinedia engleriana Perkins	2	0
	Mollinedia lamprophylla Perkins	1	2
	Mollinedia olygantha Perkins	18	0
	Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins	37	30
	Mollinedia uleana Perkins	0	7
Moraceae	*Brosimum* cf. *glaziovii* Taub.	1	0
	Brosimum lactescens (S. Moore) C.C.Berg	0	1
	Brosimum guianense (Aubl.) Huber	2	2
	Brosimum sp.1_D	5	1
	Ficus gomelleira Kunth & C.D. Bouché	0	1
	Moraceae sp.1_D	2	0
	Moraceae sp.2_D	1	0
	Sorocea bonplandii (Baill.) W.C.Burger *et al*.	17	1
	Sorocea hilarii Gaudichi.	5	2
	Sorocea sp._D	1	0

Tabela 2. Continuação.

Famílias	Espécies	Densidade nos estratos	
		Regenerante	Arbóreo
Myristicaceae	*Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb.	5	10
	Virola gardneri (A. DC.) Warb.	1	0
Myrsinaceae	*Ardisia martiana* Miq.	1	0
	Rapanea sp.1_D	1	0
	Rapanea sp.2_D	1	0
Myrtaceae	*Calyptranthes lucida* Mart. ex DC.	10	0
	Calyptranthes strigipes O.Berg	8	2
	Campomanesia schlechtendaliana (Berg) Nied	1	0
	Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaesrk	0	1
	Eugenia cerasiflora Miq.	0	1
	Eugenia cereja D.Legrand	10	7
	Eugenia excelsa O.Berg	0	1
	Eugenia fusca O.Berg	26	10
	Eugenia monosperma Vell.	11	6
	Eugenia magnibracteolata Mattos & D. Legrand	29	1
	Eugenia melanogyna (D.Legrand) Sobral	10	2
	Eugenia mosenii (Kasusel) Sobral	0	3
	Eugenia multicostata D.Legrand	3	0
	Eugenia neoaustralis Sobral	4	1
	Eugenia oblongata O.Berg	21	4
	Eugenia plicata Nied.	5	1
	Eugenia prasina O.Berg	25	10
	Eugenia subavenia O.Berg	2	4
	Eugenia sp.2_D	3	0
	Myrcia sp.1_D, E & G *(=Gomidesia blanchetiana* O.Berg)	88	1
	Marlierea silvatica (Gardner) Kiaersk.	0	2
	Marlierea glazioviana Kiaersk.	16	4
	Marlierea obscura O.Berg	7	7
	Marlierea racemosa (Vell.) Kiaersk.	1	0
	Marlierea tomentosa Cambess.	18	5
	Marlierea sp.4_D	2	0
	Myrceugenia campestris (DC.) D. Legrand & Kausel	1	0
	Myrcia spectabilis DC.	15	3
	Myrcia tijucensis Kiaersk.	1	0
	Myrciaria floribunda (H. West ex Willd.) O.Berg	6	3
	Myrtaceae sp.1_D	1	0
	Myrtaceae sp.2_D	4	0
	Myrtaceae sp.4_D	9	2
	Plinia edulis (Vell.) Sobral	0	1
Nyctaginaceae	*Guapira opposita* (Vell.) Reitz	104	30
Ochnaceae	*Ouratea parviflora* Baill.	25	1
	Ouratea verticillata (Vell.) Engl.	2	0
Olacaceae	*Heisteria silvianii* Schwake	3	0
	Tetrastylidium grandifolium (Baill.) Sleumer	7	2

Tabela 2. Continuação.

Famílias	Espécies	Densidade nos estratos	
		Regenerante	**Arbóreo**
Phyllanthaceae	*Hyeronima alchorneoides* Allemão	2	0
Picramniaceae	*Picramnia ciliata* Mart.	7	2
Piperaceae	*Piper* sp.1_D	6	0
	Piper sp.2_D	3	0
Polygonaceae	*Ruprechtia laxiflora* Meisn.	1	0
Proteaceae	*Roupala brasiliensis* Klotzsch	0	3
Quiinaceae	*Quiina glaziovii* Engl.	4	1
Rubiaceae	*Alseis floribunda* Schott	1	0
	Bathysa australis (A.St.-Hil.) K.Schum.	1	1
	Bathysa mendoncaei K.Schum.	28	17
	Coussarea accedens Mull.Arg.	28	17
	Coussarea meridionalis (Vell.) Müll.Arg. var. *porophylla* (Vell.) M.Gomes	49	20
	Faramea pachyanta Müll.Arg.	0	1
	Faramea picinguabae M.Gomes	59	0
	Ixora heterodoxa Müll.Arg.	7	0
	Psycotria mapoureoides DC.	2	0
	Psychotria nuda (Cham. & Schltdl.) Wawra	70	1
	Rubiaceae sp.1_D	21	1
	Rubiaceae sp.2_D	7	1
	Rudgea cf. *nodosa* (Cham.) Benth.	23	0
	Rudgea vellerea Müll.Arg.	4	2
	Rustia formosa (Cham. & Schltdl. ex DC.) Klotzsch	33	15
	Simira sampaioana (Standl.) Steyerm.	0	1
Salicaceae	*Casearia* cf. *obliqua* Spreng.	1	0
Sapindaceae	*Allophylus petiolulatus* Radlk.	2	0
	Cupania furfuracea Radkl.	0	1
	Cupania oblongifolia Mart.	1	2
	Matayba juglandifolia (Cambess.) Radlk.	1	0
	Matayba cf. *elaeagnoides* Radlk.	0	1
Sapotaceae	*Chrysophyllum* cf. *paranaense* T.D.Penn.	1	1
	Chrysophyllum flexuosum Mart.	18	25
	Chrysophyllum viride Mart. & Eichler	2	1
	Ecclinusa ramiflora Mart.	6	4
	Micropholius crassipedicelata (Mart. & Eichl.) Pierre	0	2
	*Pouteria gardneri (*Mart. & Miq.) Baehni	0	1
	Pouteria psanmophylla (Mart) Radlk.	0	1
	Pouteria venosa (Mart.) Baehni	5	5
Siparunaceae	*Siparuna* sp._D	5	0
Solanaceae	Solanaceae sp._D	4	0
Urticaceae	*Cecropia glaziovi* Snethl.	10	7
	Pourouma guianensis Aubl.	0	1
Verbenaceae	*Aegiphylla sellowiana* Cham.	1	0
	Total de indivíduos	**1.344**	**507**
	Total de espécies	**137**	**113**
	Total de espécies exclusivas	**60**	**36**

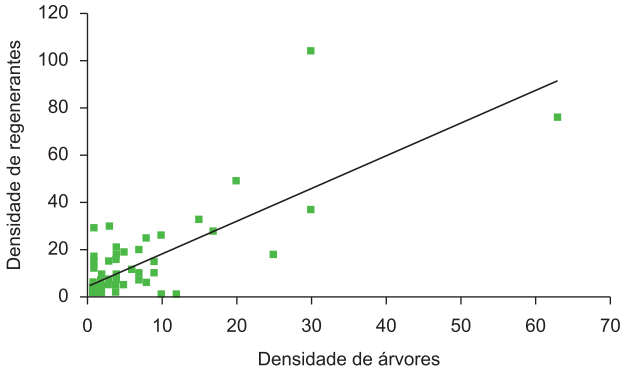


Figura 3. Correlação (r = 0,78) entre a densidade (número de indivíduos) nos estratos arbóreo e regenerante para 71 espécies que ocorreram em ambos os estratos na Floresta Ombrófila Densa no Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, SP.

Figure 3. Correlation (r = 0.78) between density (number of individuals) in tree and regenerating layers for 71 species occurring in both layers in Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, SP.

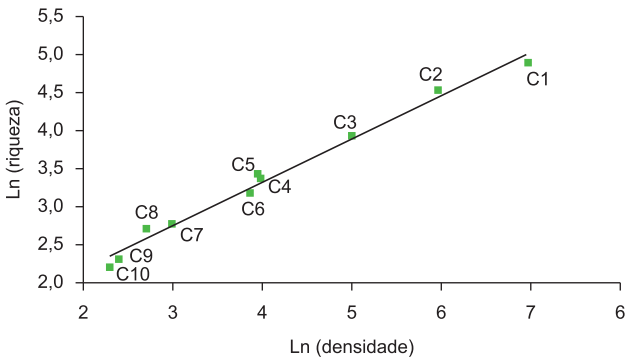


Figura 4. Correlação (r = 0,99) entre os valores de riqueza (número de espécies) e densidade (número de indivíduos) por classes de altura (C1 a C10) transformados pelo logaritmo natural.

Figure 4. Correlation (r = 0.99) between richness (number of species) and density (number of individuals) by height class (C1 to C10) transformed by natural logarithm.

Discussão

A riqueza e a diversidade de espécies arbóreas detectadas na parcela de 1 ha foram altas em relação a outros levantamentos já realizados em Florestas Ombrófilas Densas no Estado de São Paulo (Silva & Leitão Filho 1982, Leitão Filho 1993, Sanchez et al. 1999, Mantovani 1993, Ivanauskas 1997, Guilherme 2003, Campos 2008). A elevada riqueza foi determinada principalmente por espécies que ocorreram com baixa densidade, enquanto a maioria dos indivíduos esteve concentrada em poucas espécies. A porcentagem de espécies com apenas um indivíduo (29%) está dentro do esperado para a Floresta Atlântica (Negrelle 2001). Em florestas tropicais, geralmente a maior parte das espécies são raras, enquanto poucas são abundantes (Zimmermam et al. 2008). No caso da Floresta Atlântica, espécies raras são aquelas que ocorrem geralmente com um indivíduo por hectare, mas este conceito deve restringir-se à escala local de análise, visto que muitas destas espécies podem ocorrer com densidade relativamente alta em outros sítios (Negrelle 2001). Dentre as espécies mais abundantes, *Euterpe edulis*, *Mollinedia schottiana*, *Coussarea accedens*, *Chrysophyllum flexuosum* e *Syagrus pseudococos* (Raddi) Glassman estiveram entre as dez de maior densidade, assim como nos trechos amostrados por Sanchez et al. (1999) e Campos (2008), em áreas próximas a esta. Isto significa que estas espécies são capazes de coexistir em elevada densidade na Floresta Ombrófila Densa de Picinguaba, contribuindo fortemente para a estrutura da comunidade em escala regional. *Euterpe edulis*, o palmito-juçara, sendo a espécie de maior densidade na amostragem, indica o bom estado de conservação da floresta, visto que no passado esta espécie foi fortemente explorada (para extração do palmito) em praticamente toda sua região de ocorrência. Esta espécie foi a única que apresentou padrão de distribuição espacial fortemente agregado na parcela (Prata 2009), em consequência provavelmente do maior sucesso no recrutamento de indivíduos espacialmente próximos entre si, provavelmente associados à proximidade com a planta mãe e a chuva de sementes no local. Esta hipótese estaria de acordo com a teoria de Terborgh et al. (2008), de que indivíduos jovens de espécies comuns têm maior capacidade de recrutar próximo a um indivíduo adulto, aumentando portanto, a densidade da espécie na área onde ocorre.

A composição e a abundância de espécies na comunidade arbórea são resultantes de filtros ecológicos que atuam nos estágios regenerantes da comunidade, mas que são fundamentais para a manutenção da alta diversidade em florestas tropicais (Comita et al. 2007). O recrutamento de regenerantes tem início a partir de um conjunto de processos biológicos e ecológicos que envolvem a produção de frutos e sementes por indivíduos adultos, seguidos da dispersão, deposição, germinação e, finalmente, o estabelecimento das plântulas (De Steven & Wright 2002, Leigh et al. 2004), enquanto processos decorrentes da ação de patógenos, predadores, danos físicos e a competição por recursos, incluindo a disponibilidade de luz no ambiente, determinarão a sobrevivência e o desenvolvimento dos indivíduos regenerantes (Janzen 1970, Augspurger 1984, Louda & Collinge 1992, Montgomery & Chazdon 2001, 2002, Dupuy & Chazdon 2008).

Em nosso levantamento dos estratos arbóreo e regenerante em 0,4 ha, a riqueza florística (176 espécies) foi surpreendentemente alta para uma área amostral relativamente pequena, sendo ainda maior (192) quando somadas às espécies encontradas em toda a parcela de 1 ha. Separadamente, o estrato regenerante ocorreu com mais espécies do que o arbóreo. O número de espécies em comum entre os dois estratos foi baixo (menor que 43% do total), demonstrando que ambos contribuíram para a riqueza total a partir de um grande número de espécies exclusivas. A ocorrência de algumas espécies arbóreas somente nos estágios regenerantes indica a presença dos parentais fora da área amostral, aumentando assim nossa detecção de espécies arbóreas em escala local sem aumentar o tamanho da área, mas ampliando o critério de inclusão.

Dentre as espécies comuns a ambos os estratos, as mais abundantes no estrato arbóreo foram de uma maneira geral também abundantes no estrato regenerante. Podemos esperar que a maior abundância de indivíduos de determinada espécie no estrato arbóreo e, portanto, supostamente em tamanho reprodutivo, explicaria em parte suas maiores densidades no estrato regenerante. Esta hipótese estaria de acordo com o padrão encontrado por Comita et al. (2007), onde a abundância de plântulas foi positivamente correlacionada com a de adultos em tamanho reprodutivo em uma parcela de 50 ha no Barro Colorado, Panamá. Em nosso levantamento, *Euterpe edulis*, *Guapira opposita*, *Mollinedia schottiana*, *Coussarea meridionalis* var. *porophylla* e *Rustia formosa* são exemplos de espécies que ocorreram com elevada densidade em ambos os estratos, mostrado alta capacidade de regeneração neste ambiente. Em um levantamento realizado na Floresta Ombrófila Densa Atlântica do litoral sul do Estado

Tabela 3. Descritores para os diferentes estratos amostrados, no qual Nind = número de indivíduos, S = riqueza de espécies, H' = índice de diversidade de Shannon e 1-D = índice de diversidade de Simpson.

Table 3. Descriptors for the different strata sampled, where Nind = number of individuals, S = species richness, H' = Shannon diversity index and 1-D = Simpson's diversity index.

Estrato (área amostral)	NInd	S	H' (Shannon)	1-D (Simpson)
Arbóreo (1 ha)	1284	156	4.00	0,96
Arbóreo (0.4 ha)	507	113	4.02	0,97
Regenerante (0.4 ha)	1344	137	4.1	0,97
Arb. + Reg. (0.4 ha)	1851	173	4.25	0,97

Tabela 4. Classes de tamanho definidas na estratificação vertical da Floresta Ombrófila Densa Atlântica no Núcleo Picinguaba/PESM, onde NInd = número de indivíduos, S = número de espécies, H' = diversidade de Shannon, 1-D = diversidade de Simpson e $E_{1/D}$ = equabilidade de Simpson.

Table 4. Size classes defined in the vertical structure of the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/PESM, where Nind = number of individuals, S = number of species, H' = Shannon diversity, 1-D = Simpson diversity and $E_{1/D}$ = Simpson's evenness.

Classes de altura (m)	NInd	S	H'	1-D	$E_{1/D}$
Classe 1 (1,5-4)	1.102	129	4,06	0,970	0,261
Classe 2 (4,1- 6,5)	388	94	3,85	0,963	0,290
Classe 3 (6,6-9,0)	151	54	3,60	0,961	0,474
Classe 4 (9,1-11,5)	54	30	3,14	0,943	0,586
Classe 5 (11,6-13,0)	52	31	3,23	0,950	0,651
Classe 6 (13,1-15,5)	48	24	2,88	0,924	0,545
Classe 7 (15,6-18,0)	20	16	2,69	0,937	0,833
Classe 8 (18,1-23,0)	15	13	2,52	0,920	0,911
Classe 9 (23,1-28,0)	11	10	2,27	0,892	0,931
Classe 10 (28,1-35,0)	10	9	2,16	0,890	0,926
Total	**1.851**	**176**	**4,25**	**0,97**	**0,22**

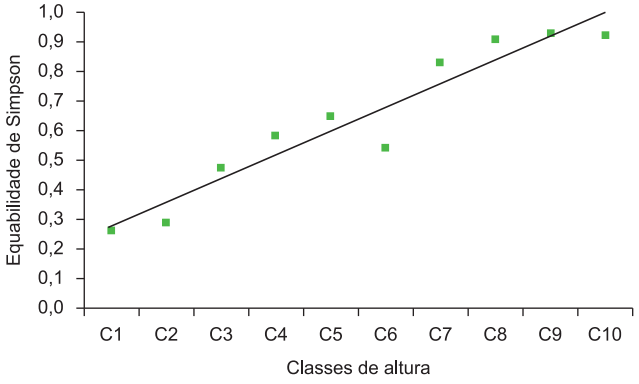


Figura 5. Relação linear positiva entre os valores de equabilidade de Simpson ($E_{1/D}$) e o aumento das classes de altura (C1 a C10).

Figure 5. Positive linear relationship between Simpson's evenness ($E_{1/D}$) and the increase of height classes (C1 to C10).

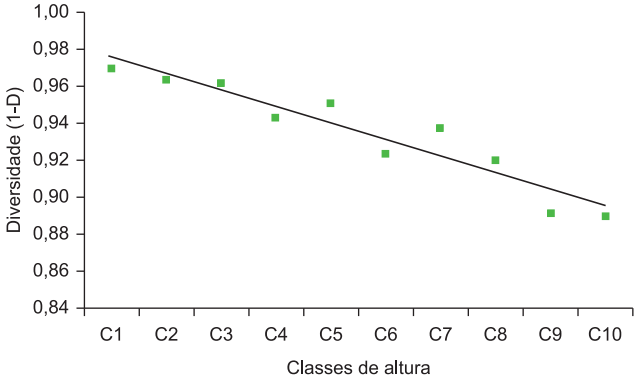


Figura 6. Relação linear negativa entre os valores de diversidade de Simpson (1-D) e o aumento das classes de altura (C1 a C10).

Figure 6. Negative linear relationship between Simpson diversity (1-D) and the increase of height classes (C1 to C10).

de São Paulo por Oliveira et al. (2001), *E. edulis*, *G. opposita, Eriotheca pentaphylla* e *Tabebuia obtusifolia* (Cham.) Bureau foram abundantes na regeneração natural local, assim como neste estudo, especialmente no caso das três primeiras. Estes resultados indicam que estas espécies apresentam bom potencial de regeneração natural na Floresta Ombrófila Densa Atlântica.

O número de espécies por classe de altura variou com a densidade, de modo que houve diminuição do número de plantas acompanhado pela diminuição da riqueza ao longo do gradiente vertical estrutural da vegetação. O grande número de espécies presentes nas classes de menores alturas revelou valores de diversidade altos, apesar de as equabilidades terem sido baixas. Nestas classes, a alta densidade de plantas pode ser atribuída principalmente à elevada abundância relativa de poucas espécies (o que determinou as baixas equabilidades), representadas por indivíduos regenerantes das espécies *Euterpe edulis*, *Guapira opposita*, *Rustia formosa*, *Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth., *Eugenia oblongata* O.Berg e *Marlierea tomentosa* Cambess., principalmente, além de algumas espécies tipicamente de baixo porte que habitam os estratos inferiores da floresta, como *Mollinedia schottiana*, *Faramea picinguabae* M.Gomes, *Psychotria nuda*, *Myrcia* sp.1_D, E & G *(=Gomidesia blanchetiana* O.Berg) e *Salacia grandifolia*, dentre outras.

A estrutura vertical da vegetação pode exercer importantes funções nos processos de regeneração natural em florestas tropicais. Montgomery & Chazdon (2001) verificaram que a densidade de arbustos e árvores jovens com altura superior a 1 m e DAP menor

que 5 cm (classe equivalente ao estrato regenerante no presente estudo) influenciou a disponibilidade de luz a 0,75 m do nível do solo, e que pequenas variações na intensidade de luz no nível do sub-bosque, mesmo na ausência de clareira, foram suficientes para afetar significativamente o recrutamento de espécies. Neste caso, as diferentes respostas fotossintéticas entre as espécies comparadas deram-se principalmente na forma de crescimento da biomassa aérea ou da biomassa subterrânea (Montgomery & Chazdon 2001). Segundo estes autores, o sucesso em atingir o dossel depende não só do crescimento vertical, mas também do tempo de sobrevivência da espécie em condições de baixa luminosidade. Em determinadas situações, indivíduos jovens de algumas espécies arbóreas podem permanecer por décadas no sub-bosque da floresta, sendo capazes de retomar o crescimento em condições de maior luminosidade como, por exemplo, a partir da formação de clareiras no dossel (Hubbell 1998 apud Montgomery & Chazdon 2002, Antos et al. 2005).

Nossos resultados indicam que a elevada riqueza e diversidade de espécies no estrato regenerante e nas classes de altura mais baixas são fundamentais para a manutenção da composição e densidade de espécies nos estratos arbóreos ao longo do gradiente estrutural vertical da vegetação. De acordo com essa hipótese, nos estratos inferiores, onde as densidades são elevadas (e as equabilidades baixas), a pressão por herbivoria, patógenos, competição por recursos e etc, atuaria como um filtro na seleção de espécies que potencialmente alcançariam os estratos superiores. Deste modo, a riqueza de espécies e a elevada equabilidade nos estratos superiores dependeriam de um número muito alto de espécies nos estratos regenerantes, aumentando assim a probabilidade de seleção de diferentes espécies que potencialmente chegam aos estratos superiores, o que explicaria, em parte, a alta diversidade de espécies registrada no estrato arbóreo da Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Picinguaba. Por fim, podemos concluir que a riqueza e diversidade de espécies na Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Picinguaba é substancialmente ainda maior se considerados também os estratos regenerantes na amostragem da comunidade de espécies arbóreas, podendo ser este o caso de outros trechos de Floresta Atlântica usualmente amostrados apenas em relação aos estratos arbóreos.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Gradiente Funcional: Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (Processo 03/12595-7), que faz parte do Programa BIOTA/FAPESP – O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br). Autorização COTEC/IF 41.065/2005 e autorização IBAMA/CGEN 093/2005. Agradecemos ao Projeto Biota Gradiente Funcional, à equipe de florística (Luis C. Bernacci, Jorge Y. Tamashiro, Roseli Torres, José Ataliba M.A. Gomes, André L.C. Rochelle, Eliana Ramos, Mariana C.R. Campos e outros colaboradores) pelas valiosas contribuições na identificação das espécies, e às pesquisadoras Simone A. Vieira e Luciana F. Alves pela concessão dos dados de estrutura do componente arbóreo. Aos taxonomistas Marcos Sobral (Myrtaceae), Júlio A. Lombardi (Celastraceae) e João B. Baitello (Lauraceae). Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de Mestrado para o primeiro autor, ao Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal e ao Departamento de Botânica do IB da Unesp de Rio Claro. Aos amigos que ajudaram nos trabalhos de campo ou análises: Carolina P. da Silva, Fábio F. Marchetti, Fábio M. de Barros, Jeferson Lourenço, Daniel Angi, Manuel Assunção, Dalila V. de Freitas, Aloysio de P. Teixeira, André T. da Silva, Vítor A. Kamimura, Wagner T. Kakumo, Vinícius F. Silva e Rafael Konopczyk. Ao Senhor José Pedro e todos os moradores do Quilombo da Fazenda. Aos assessores anônimos pela revisão crítica do manuscrito.

Referências Bibliográficas

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Bot. J. Linn. Soc. 141:399-436. http://dx.doi.org/10.1046/j.1095-8339.2003.t01-1-00158.x

ANTOS, J.A., GUEST, H.J. & PARISH, R. 2005. The tree seedling bank in an ancient montane forest: stress tolerators in a productive habitat. J. Ecol. 93:536-543. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00968.x

AUGSPURGER, C.K. 1984. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light gaps and pathogens. Ecology 65(6):1705-1712. http://dx.doi.org/10.2307/1937766

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. Artmed, Porto Alegre.

CAMPOS, M.C.R. 2008. Relação da composição e estrutura do componente arbóreo com variáveis microtopográficas e edáficas da Floresta Ombrófila Densa do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba/SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de Campinas, Campinas.

CHAVE, J. 2008. Spacial variation in tree species composition across tropical forests: pattern and process. In Tropical Forest Community Ecology (W.P. Carson & S.A.Schnitzer, eds.). Blackwell Publishing Ltd, Oxford, p.11-30.

COMITA, L.S., AGUILAR, S., PEREZ, R., LAO, S. & HUBBELL, S.P. 2007. Patterns of woody plant species abundance and diversity in the seedling layer of a tropical forest. J. Veg. Sci. 18:163-174. http://dx.doi.org/10.1658/1100-9233(2007)18[163:POWPSA]2.0.CO;2

DE STEVEN, S. & WRIGHT S.J. 2002. Consequences of variable reproduction for seedling recruitment in three neotropical tree species. Ecology 83(8):2315-2327. http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2315:COVRFS]2.0.CO;2

DUPUY, J.M. & CHAZDON, R.L. 2008. Interacting effects of canopy gap, understorey vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. Forest. Ecol. Manag. 255:3716-3725.

GIACOMINI, H.C. 2007. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. Oecol. Bras. 11(4):521-543. http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1104.05

GUILHERME, F.A.G. 2003. Estrutura e distribuição de espécies arbóreas em Mata Atlântica , Parque Estadual Intervales, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

IVANAUSKAS, N.M. 1997. Caracterização florística e fisionômica da Floresta Atlântica sobre a formação Pariquera-Açú, na zona da morraria costeira do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

JANZEN, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. Am. Nat. 104:501-528. http://dx.doi.org/10.1086/282687

JOLY, C.A. & MARTINELLI, L.A. 2008. Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo, Brasil. Relatório do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional, Processo Fapesp, n. 03/12595-7.

KREBS, C.J. 1998. Ecological Metodology. Addison-Welsey Longman.

LAURANCE, W.F. 2008. Conserving the hottest of the hostspots. Biol. Conserv. 142:1137. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.011

LEIGH, E.G.J., DAVIDAR, P., DICK, C.W., PUYRAVAUD, J., TERBORGH, J., TER STEEGE, H. & WRIGHT, S.J. 2004. Why Do Some Tropical Forests Have So Many Species of Trees?. Biotropica 36(4):447-473.

LEITÃO FILHO, H.F. 1993. Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão. Universidade Estadual Paulista, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LOUDA, S.M. & COLLINGE, S.K. 1992. Plant Resistance to Insect Herbivores: a Field Test of the Environmental Stress Hypothesis. Ecology 73(1):153-169. http://dx.doi.org/10.2307/1938728

MANTOVANI, W. 1993. Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape-SP. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MONTGOMERY, R.A. & CHAZDON, R.L. 2001. Forest structure, Canopy Architecture, and Light Transmittance in Tropical Wet Forests. Ecology 82(10):2707-2718. http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2707:FSCAAL]2.0.CO;2

MONTGOMERY, R.A. & CHAZDON, R.L. 2002. Light gradient partitioning by tropical seedlings in the absence of canopy gaps. Oecologia 131:165-174. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-002-0872-1

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLEMBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley and Sons, New York.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:852-858. http://dx.doi.org/10.1038/35002501

NEGRELLE, R.R.B. 2001. Espécies raras na Floresta Pluvial Atlântica? Biotemas 14(2):7-21.

OLIVEIRA, R.J., MANTOVANI, W. & MELO, M.M.R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de Encosta, Peruíbe, SP. Rev. Bras. Bot. 15(3):391-412.

PRATA, E.M.B. 2009. Estrutura e composição de espécies arbóreas em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no litoral norte do Estado de São Paulo e padrões de similaridade florística em escala regional. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

SANCHEZ, M., PEDRONI, F., LEITÃO-FILHO, H.F. & CÉSAR, O. 1999. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. Rev. Bras. Bot. 22(1):31-42. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041999000100006

SHEPHERD, G.J. 1995. FITOPAC 1. Manual do usuário. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA, A.F. & LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho de mata atlântica no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). Rev. Bras. Bot. 5:43-52.

SOUZA, V.C. & LORENZI, H. 2005. Botânica Sistemática – Guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Instituto Plantarum, Nova Odessa.

TERBORGH, J., PITMAN, N., SILMAN, M., SCHICHTER, H. & NÚÑEZ, P.V. 2008. Maintenance of Tree Diversity in tropical forest. In Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation (D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti, eds). CAB International, Wallingford, p.1-17.

VELOSO, H.P. & KLEIN, R.M. 1968. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do Sul do Brasil. Sellowia 20:53-126.

VELOSO, H.P., RANGEL-FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

WRIGHT, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: A review of mechanisms of species coexistence. Oecologia 130:1-14.

ZIMMERMAN, J.K., THOMPSON, J. & BROKAW, N. 2008. Large Tropical forest dynamic plots: testing explanations for the mantenance of species diversity. In Tropical Forest Community Ecology (W.P. Carson & S.A. Schnitzer, eds). Blackwell Publishing Ltd, Oxford, p.98-117.

Recebido em 01/04/2011
Versão reformulada recebida em 01/05/2011
Publicado em 18/05/0011

Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil

Mariana Cruz Rodrigues de Campos[1,3], Jorge Yoshio Tamashiro[1],

Marco Antonio Assis[2] & Carlos Alfredo Joly[1]

[1]Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil,
e-mail: maricruzcampos@gmail.com; tamashi@unicamp.br; cjoly@unicamp.br
[2]Departamento de Botânica, Instituto de Biociências de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – UNESP, CP 199, CEP 13506-900,
Rio Claro, SP, Brasil, e-mail: massis@rc.unesp.br
[3]Autor para correspondência: Mariana Cruz Rodrigues de Campos, e-mail: maricruzcampos@gmail.com

CAMPOS, M.C.R., TAMASHIRO, J.Y., ASSIS, M.A. & JOLY, C.A. **Phytosociology and floristic composition of the arboreal component of the transition Lowland - Lower Montane Ombrophilous Dense Forest at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn02311022011.

Abstract: In a 1-ha plot divided into 100 subplots of 10 × 10 m, all trees with at least 15 cm of perimeter at breast height (DBH = 4.8 cm) were marked and had their heights estimated and perimeter taken. The rock cover (rocks over 50 cm diameter) was estimated in five classes of frequency, and records were made for individuals growing directly on rocks. We found 1,274 trees matching the sampling criteria, which belong to 41 botanical families (highlighting Myrtaceae, Rubiaceae and Fabaceae) and 142 species or morphotypes. The most important (Importance Value Index) species are: *Euterpe edulis*, *Mollinedia schottiana*, *Bathysa mendoncaei*, *Coussarea accedens*, *Rustia formosa* and *Guapira opposita*. Shannon's diversity index was 4.05 nats/ind and Pielou's equability was 0.82. The average tree height is of 9 m and the canopy is at around 18 m. The trees' average diameter is 13.9 cm, and 29 individuals surpass 50 cm DBH. The basal area for the 1-ha plot (live trees only) is 30.27 m^2. A direct relation was found between rock cover and lesser species richness and number of individuals per subplot. No relationship was found between rock cover and the mean height or mean diameter of stems in the subplots. 34 tree species in this area are able to grow on rocks; 11 of which do not grow roots to the soil, particularly *Euterpe edulis* and *Guapira opposita*. The height and diameter of the individuals that grow on rocks is not statistically different from the remaining in the plot.
Keywords: *Atlantic rainforest, floristic, phytosociology, Serra do Mar State Park.*

CAMPOS, M.C.R., TAMASHIRO, J.Y., ASSIS, M.A. & JOLY, C.A. **Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. vol. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02311022011.

Resumo: Em uma parcela de 1 ha dividida em 100 subparcelas de 10 × 10 m foram plaqueados todos os indivíduos arbóreos com no mínimo 15 cm de perímetro à altura do peito (DAP = 4,8 cm), e suas alturas foram estimadas e o perímetro medido. Todas as subparcelas tiveram a cobertura por rochas maiores que 50 cm de diâmetro estimada em cinco classes de frequência, e foram anotados os indivíduos que crescem diretamente sobre as rochas. Foram encontradas 1.274 árvores dentro do critério amostral, pertencentes a 41 famílias botânicas (com destaque para Myrtaceae, Rubiaceae e Fabaceae) e 142 espécies ou morfotipos. As espécies mais importantes (Índice de Valor de Importância) são: *Euterpe edulis*, *Mollinedia schottiana*, *Bathysa mendoncaei*, *Coussarea accedens*, *Rustia formosa* e *Guapira opposita*. O índice de diversidade de Shannon foi de 4,05 nats/ind e de eqüabilidade de Pielou, de 0,82. A altura média das árvores é de 9 m, e o dossel está a cerca de 18 m. O diâmetro médio dos indivíduos é de 13,9 cm, e 29 indivíduos ultrapassam os 50 cm DAP. A área basal somada do hectare é de 30,27 m^2 (árvores vivas). Foi encontrada uma relação direta entre a cobertura por rochas e menor riqueza de espécies e número de indivíduos por subparcela. Nenhuma relação foi encontrada entre os afloramentos rochosos e a altura média e diâmetro médio nas subparcelas. 34 espécies arbóreas nesta área amostral são capazes de crescer sobre rochas; 11 delas sem lançar raízes para o solo, com destaque para *Euterpe edulis* e *Guapira opposita*. A altura e diâmetro dos indivíduos que crescem sobre rochas não difere estatisticamente do restante dos indivíduos da parcela.
Palavras-chave: *Mata Atlântica, florística, fitossociologia, Parque Estadual da Serra do Mar.*

Introdução

Estudos de florística e fitossociologia tratam de conhecer quais espécies estão presentes em dada área e a estrutura desta vegetação; ou seja, a quantidade de indivíduos por espécie, as respectivas classes de tamanho e seu arranjo espacial (Rejmanék 1977).

Oliveira-Filho & Fontes (2000) estudaram a variação florística em escala regional na Floresta Ombrófila Densa Atlântica, e encontraram relações com o clima, concordando com a observação de Clark et al. (1998) para a Amazônia, de que em escala de paisagem, os fatores como temperatura e precipitação respondem pelas variações na composição e abundância de espécies.

O objetivo deste trabalho é determinar a composição florística e a estrutura do componente arbóreo da faixa de transição entre a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas e a Floresta Ombrófila Densa Submontana, no Núcleo Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba/SP, Brasil.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A área de estudo está localizada no núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar, situando-se sobre a Trilha do Corisco, a aproximadamente 20 m da margem direita do Rio da Fazenda, no bairro Fazenda da Caixa, município de Ubatuba, nas coordenadas 23° 20' 2,88" S e 44° 49' 56,22" O.

Toda a encosta entre a Casa de Farinha e a parcela estudada neste trabalho apresenta muitas rochas na superfície, provavelmente originárias de rolamento, e que chegam a ter 5 m de diâmetro. A maior parte delas, no entanto, mede cerca de 50 a 100 cm de diâmetro.

O clima é definido por um verão chuvoso, geralmente com poucos episódios de muita pluviosidade; e inverno com temperaturas maiores que 18 °C. Desde 1997, durante os meses de junho, julho e agosto, foi registrado um déficit hídrico (São Paulo 2006).

As análises físicas e químicas de solo foram realizadas pelo laboratório do CENA (Centro de Energia Nuclear na Agricultura – USP). Uma trincheira foi aberta fora da parcela para observação do perfil do solo; em 8 subparcelas foram feitas análises de porcentagem de argila, areia e silte; e em 16 subparcelas eqüidistantes foram quantificados os parâmetros pH (em $CaCl_2$), H+Al, K, Al, S, P, Ca, Mg, Soma de Bases (SB) e Capacidade de Troca Catiônica (CTC). As análises foram feitas separadamente para diferentes profundidades, mas neste trabalho, o valor utilizado é a média dos resultados dos 30 cm superficiais do solo para cada um dos parâmetros, pois esta é a camada onde ocorrem predominantemente as raízes (Martins 2010)

O método de amostragem e o protocolo utilizado para a seleção da área e demarcação da parcela estão descritos detalhadamente em Joly et al. (2011).

A coleta do material botânico foi realizada com o auxílio de uma tesoura de poda e extensões que possibilitavam a coleta até 18 m de altura. Os indivíduos que não possuíam nenhum ramo até esta altura foram escalados através da técnica de cordas, visando minimizar o impacto nas árvores. O material foi todo herborizado segundo as técnicas de Fidalgo & Bononi (1984).

O material coletado foi identificado previamente para depois ser comparado com os materiais das coleções dos herbários da Universidade Estadual de Campinas (UEC) e também da Universidade de São Paulo (SP) e Universidade Estadual Paulista (HRCB). Especialistas forneceram ajuda imprescindível no caso de famílias de identificação mais difícil, como Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae.

A classificação segue a nomenclatura proposta pelo Angiosperm Phylogeny Group (APG II 2003), que considera também características moleculares para a classificação.

2. Análise dos dados

Os parâmetros fitossociológicos, como número de indivíduos, área basal por subparcela, diversidade de Shannon (H'), eqüabilidade de Pielou (J) e índices de valor de importância (IVI) das espécies foram calculados através do software FITOPAC 1.6.4 (Shepherd 2006). Os indivíduos mortos foram considerados nas contagens de indivíduos por subparcela e na área basal.

Resultados

1. Variáveis ambientais

A parcela possui variação altitudinal de 64 a 89 m acima do nível do mar, e inclinação variando de 2 a 35,4°. As estimativas de cobertura do solo por rochas, os pontos onde ha afloramento de um riacho e o percurso da trilha, onde ocorre pisoteamento, são apresentados na Figura 1.

Os valores da análise de solo em 16 pontos (Tabela 1) mostraram que o solo da parcela é muito ácido, com pH variando de 3,38 a 3,93. Os valores encontrados de concentração de fósforo e enxofre foram os mais variáveis dentre as subparcelas, com valores que vão de 5,51 a 49,00 $mg.kg^{-1}$ (P) e 6,25 a 58,00 $mg.kg^{-1}$ (S). Houve o caso, tanto com cálcio como com alumínio, de haver apenas uma amostra com valor altamente distinto. A subparcela 91 possui 17,25 $mmolc.kg^{-1}$ Ca, enquanto a média sem este valor é de 2,41. Para o caso do alumínio, a parcela 94 teve valor de 4,00 contra a média de 14,57 $mmolc.kg^{-1}$ sem este valor.

A porcentagem de areia, argila e silte foi avaliada somente para oito pontos, dos quais apenas um teve resultado visivelmente

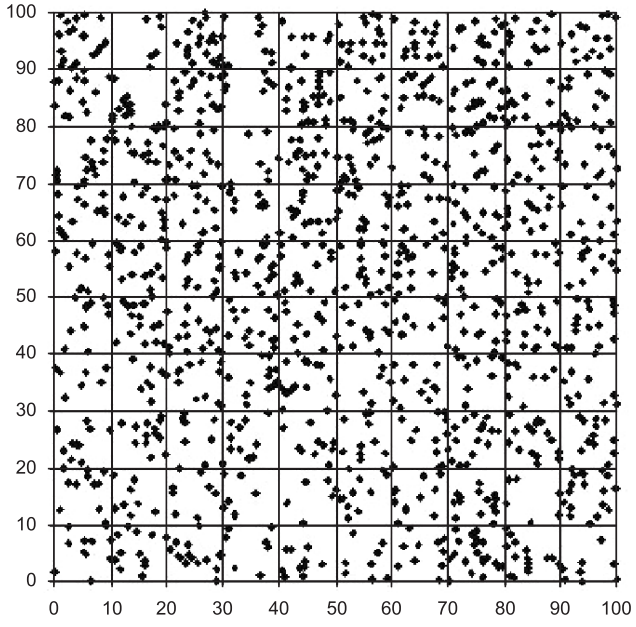


Figura 1. Porcentagem de rochas maiores que 50 cm de diametro afloradas do solo (em escala de cores); pontos com agua na superficie (x preto); e percurso da trilha (linha preta).

Figure 1. Percentage of outcrop rocks larger than 50 cm in diameter (in colour scale); sites where surface water streams occur (black x); and position of the track (black line).

Tabela 1. Amplitude de resultados, valores médios e desvio padrão para as variáveis de solo. Foram considerados os valores obtidos para os 30 cm superficiais de solo em 16 pontos no hectare.

Table 1. Range of results, mean and standard deviation of the soil results values. These results correspond to the top 30 cm of soil in 16 samples in the hectare.

	Faixa	Média	Desvio Padrão
Areia/Sand (%)	56,32-90,43	66,42	3,66
Argila/Clay (%)	6,04-35,97	26,73	3,36
Silte/Silt (%)	3,53-10,84	6,85	0,73
pH (CaCl2)	3,36-3,93	3,66	0,21
P (mg.kg-1)	5,51-49	11,77	10,15
K (mmolc.kg^{-1})	0,7-1,97	1,19	0,35
Ca (mmolc.kg^{-1})	1-17,25	3,33	3,83
Mg (mmolc.kg^{-1})	0-4,25	1,91	1,16
Al (mmolc.kg^{-1})	4-24,2	13,91	4,30
S (mg.kg^{-1})	6,25-58	33,80	17,82
H+Al (mmolc.kg^{-1})	55,25-173	102,11	41,46
SB (mmolc.kg^{-1})	2,53-23,13	6,43	4,69
CTC (mmolc.kg^{-1})	58,39-179,05	108,54	41,30

diferente: novamente na parcela 94, onde o solo é composto por 90,43% areia; 6,04% argila e 3,53% silte. É importante ressaltar que nesta subparcela há uma mina d'água.

O solo da área, do tipo Cambissolo Háplico (Instituto..., 2007), não possui erosão aparente, é bem drenado e é originário de sedimentos arenosos do Holoceno. Em termos de características morfológicas, ele é um solo de textura argilosa, friável, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso (Martins 2010).

O solo possui quatro horizontes: A (0-15 cm), AB (15-32 cm), B1 (32-90 cm) e B2 (90-140 cm). As raízes finas e grossas são numerosas no primeiro e segundo, enquanto no horizonte B1 encontram-se apenas raízes finas esparsas. Sua cor é bruno-amarelada (10YR 5/8), sendo mais escuro apenas no horizonte A (10YR 3/4) (Martins 2010)

2. *Florística*

Na parcela de 1 ha, foram amostrados 1.274 indivíduos dentro dos critérios amostrais (Figura 2), dos quais 34 (2,7%) estavam mortos ou sem copa. O número de famílias encontradas foi 41, e o de espécies e morfotipos foi de 142 (Tabela 2).

Foram identificadas em campo todas as 187 palmeiras (Família Arecaceae), pois estas são pertencentes a apenas três espécies. *Euterpe edulis* Mart., conhecida popularmente como palmito-jussara, foi a espécie mais abundante, com 143 indivíduos. Na família, seguem *Syagrus pseudococos* (Raddi) Glassman, o pati, com 37 indivíduos e *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret, a brejaúva, com sete indivíduos (embora devido ao crescimento clonal, haja 16 troncos).

Os quatro fetos arborescentes (Família Cyatheaceae), conhecidos popularmente como samambaia-uçu encontrados pertencem a duas espécies: *Alsophila sternbergii* e *Cyathea phalerata*; e nenhum deles apresenta fustes múltiplos.

Das demais famílias, destacam-se por sua riqueza Myrtaceae (27 espécies ou morfoespécies), Rubiaceae (14) e Fabaceae (11). Seguem-se a estas Euphorbiaceae e Lauraceae, com oito espécies cada e Moraceae e Sapotaceae, com sete. No outro extremo, há 19 famílias representadas por somente uma espécie e 10 com apenas duas espécies (Tabela 2).

Em termos de abundância, Myrtaceae e Rubiaceae também encabeçam a lista, com a diferença que três espécies de Rubiaceae

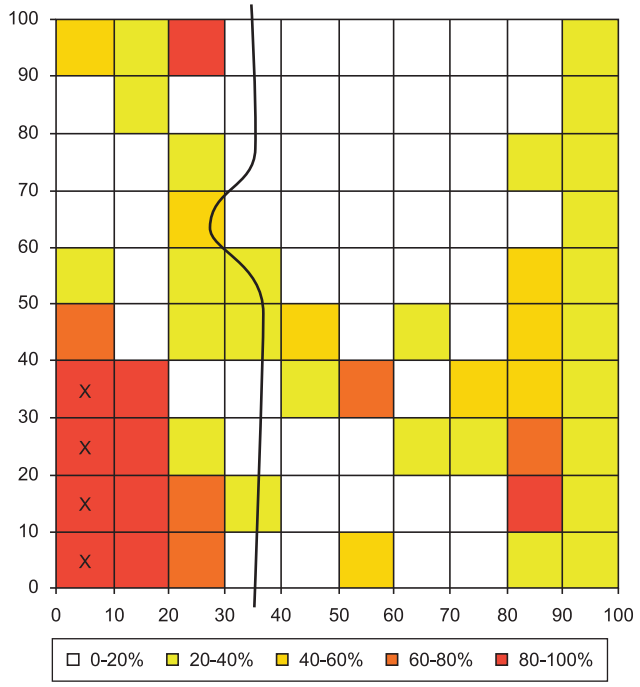


Figura 2. Localização dos indivíduos dentro das subparcelas de 10 × 10 m.

Figure 2. Position of the individuals inside the 10 × 10 m subplots.

são responsáveis por 14% dos indivíduos no hectare (e a família como um todo; 19%), enquanto o número de indivíduos de cada espécie de Myrtaceae é mais igualmente distribuído dentro da família para somar seus 17%.

No hectare amostrado, nenhuma espécie encontrada é nova para a ciência, mas *Gomidesia* cf. *blanchetiana* O. Berg e *Mollinedia lamprophylla* Perkins não estão listadas em outros estudos no Estado de São Paulo. *Mollinedia lamprophylla*, que foi amostrada com sete indivíduos (dois deles com frutos), se encontra na lista vermelha da IUCN como espécie ameaçada de extinção.

Tabela 2. Lista das espécies e morfotipos arbóreos encontrados. Ao lado do nome da família está seu número de indivíduos em parênteses e na terceira coluna (N), a abundância de cada espécie.

Table 2. Tree species and morphotypes list. Next to the botanical family name is the number of individuals in brackets, and in the third column (N) is the abundance of each species.

Família	Espécie	N
Annonaceae (9)	*Guatteria australis* A. St.-Hil.	8
	Rollinia sericea (R.E. Fr.) R.E. Fr.	1
Apocynaceae (7)	*Malouetia arborea* (Vell.) Miers	3
	Tabernaemontana laeta Mart.	4
Araliaceae (18)	*Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch.	7
	Oreopanax capitatus (Jacq.) Decne. & Planch.	1
	Schefflera angustissima (Marchal) Frodin	1
	Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi	9
Arecaceae (187)	*Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret	7
	Euterpe edulis Mart.	143
	Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	37
Asteraceae (2)	*Vernonia discolor* (Spreng.) Less.	2
Boraginaceae (4)	*Cordia* cf. *sellowiana* Cham.	1
	Cordia taguahyensis Vell.	3
Cardiopteridaceae (6)	*Citronella paniculata* (Mart.) R.A. Howard	6
Caricaceae (4)	*Jacaratia heptaphylla* (Vell.) A. DC.	4
Celastraceae (15)	*Maytenus ardisiifolia* Reissek	3
	Maytenus robusta Reissek	2
	Maytenus sp3	3
	Salacia grandifolia (Mart.) G. Don	7
Chrysobalanaceae (19)	*Couepia venosa* Prance	9
	Hirtella hebeclada Moric. ex DC.	10
Clusiaceae (30)	*Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi	30
Combretaceae (4)	*Buchenavia kleinii* Exell	1
	Terminalia januarensis DC.	3
Cyatheaceae (4)	*Alsophila sternbergii* (Sternb.) D.S. Conant	2
	Cyathea phalerata Mart.	2
Dichapetalaceae (4)	*Stephanopodium estrellense* Baill.	4
Elaeocarpaceae (18)	*Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth.	17
	Sloanea monosperma Vell.	1
Erythroxylaceae (1)	*Erythroxylum* sp. 1	1
Euphorbiaceae (34)	*Alchornea glandulosa* Poepp.	2
	Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll. Arg.	12
	Euphorbiaceae sp. 1	1
	Mabea piriri Aubl.	1
	Pausandra morisiana (Casar.) Radlk.	16
	Sapium glandulosum (L.) Morong	1
	Tetrorchidium rubrivenium Poepp.	1
Fabaceae (41)	*Copaifera langsdorffii* Desf.	1
	Copaifera trapezifolia Hayne	2
	Dahlstedtia pinnata (Benth.) Malme	2
	Hymenea courbaril L.	1
	Inga edulis Mart.	4
	Inga striata Benth.	2
	Myrocarpus frondosus Allemão	1
	Platymiscium floribundum Vogel	1
	Sclerolobium denudatum Vogel	10
	Swartzia simplex var. *grandiflora* (Raddi) R.S. Cowan	15
	Zollernia ilicifolia (Brongn.) Vogel	2

Tabela 2. Continuação...

Família	Espécie	N
Lamiaceae (2)	*Aegiphila sellowiana* Cham.	2
Lauraceae (27)	*Cryptocarya mandiocana*	1
	Cryptocarya mandiocana Meisn.	1
	Cryptocarya saligna Mez	7
	Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	1
	Licaria armeniaca (Nees) Kosterm.	6
	Ocotea dispersa (Nees) Mez	5
	Ocotea glaziovii Mez	1
	Ocotea velloziana (Meisn.) Mez	4
	Rhodostemonodaphne macrocalyx (Meisn.) Rohwer ex Madriñán	1
Lecythidaceae (4)	*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze	4
Magnoliaceae (1)	*Magnolia ovata* (A. St.-Hil) Spreng.	1
Malvaceae (14)	*Eriotheca pentaphylla* (Vell.) A. Robyns	7
	Quararibea turbinata (Sw.) Poir.	7
Melastomataceae (1)	*Miconia* cf. *prasina* Sw. (DC.)	1
Meliaceae (11)	*Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.	2
	Cedrella fissilis Vell.	1
	Guarea macrophylla subsp. *tuberculata* (Vell.) T.D. Penn.	2
	Trichilia silvatica C. DC.	6
Monimiaceae (95)	*Mollinedia boracensis* Peixoto	3
	Mollinedia lamprophylla Perkins	7
	Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins	81
	Mollinedia triflora (Spreng.) Tul.	4
Moraceae (36)	*Brosimum guianense* Aubl. Huber	9
	Brosimum lactescens (S. Moore) C.C. Berg	2
	Ficus glabra Vell.	3
	Ficus insipida Willd.	1
	Ficus pulchella Schott ex Spreng.	1
	Sorocea bonplandii (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	14
	Sorocea hilarii Gaudich.	6
Myristicaceae (16)	*Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb.	16
Myrsinaceae (6)	*Ardisia martiana* Miq.	5
	Rapanea gardneriana (A. DC.) Mez	1
Myrtaceae (223)	*Calyptranthes lucida* Mart. ex DC.	10
	Calyptranthes rufa O. Berg	2
	Calyptranthes strigipes O. Berg	6
	Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk.	3
	Campomanesia phaea (O. Berg) Landrum	5
	Eugenia cf. *cerasiflora* Miq.	1
	Eugenia cf. *cereja* D. Legrand	22
	Eugenia cf. *fusca* O. Berg	2
	Eugenia excelsa O. Berg	1
	Eugenia fusca O. Berg	1
	Eugenia linguaeformis O. Berg	9
	Eugenia magnibracteolata Mattos & D. Legrand	1
	Eugenia neoaustralis Sobral	4
	Eugenia oblongata O. Berg	26
	Eugenia plicata Nied.	2
	Eugenia prasina O. Berg	22
	Eugenia sp. 1	12
	Eugenia subavenia O. Berg	3

Tabela 2. Continuação...

Família	Espécie	N
Myrtaceae (223)	*Gomidesia* cf. *blanchetiana* O. Berg	9
	Marlierea glazioviana Kiareskou	5
	Marlierea obscura O. Berg	19
	Marlierea silvatica (Gardner) Kiaersk.	1
	Marlierea tomentosa Cambess.	15
	Myrcia richardiana (O. Berg) Kiaersk.	1
	Myrcia spectabilis DC.	30
	Myrciaria floribunda (H. West ex Willd.) O. Berg	10
	Plinia complanata M.L. Kawas. & B. Holst	1
Nyctaginaceae (40)	*Guapira opposita* (Vell.) Reitz	40
Ochnaceae (2)	*Ouratea parviflora* Baill.	2
Olacaceae (15)	*Heisteria silvianii* Schwacke	1
	Tetrastylidium engleri Schwacke	14
Phyllantaceae (6)	*Hieronyma alchorneoides* Allemão	6
Proteaceae (2)	*Roupala paulensis* Sleumer	2
Rubiaceae (245)	*Alseis floribunda* Schott	8
	Bathysa australis (A. St.-Hil.) Benth. & Hook. f.	3
	Bathysa mendoncaei K. Schum.	67
	Coussarea accedens Müll. Arg.	67
	Coussarea meridionalis (Vell.) Müll. Arg.	35
	Faramea pachyanta Müll. Arg.	1
	Faramea picinguabae M. Gomes	6
	Ixora heterodoxa Müll. Arg.	1
	Posoqueria cf. *latifolia* (Rugde) Roem. & Schult.	1
	Rubiaceae sp.	1
	Rudgea coronata subsp. *leiocarpoides* (Müll. Arg.) Zappi	2
	Rudgea vellerea Müll. Arg.	4
	Rustia formosa (Cham. & Schltdl. ex DC.) Klotzsch	44
	Simira sampaioana (Standl.) Steyerm.	4
	Simira viridiflora (Allemão & Saldanha) Steyerm.	1
Rutaceae (1)	*Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg.	1
Sapindaceae (2)	*Cupania oblongifolia* Mart.	2
Sapotaceae (65)	*Chrysophyllum flexuosum* Mart.	43
	Chrysophyllum viride Mart. & Eichler	2
	Ecclinusa ramiflora Mart.	9
	Pouteria psammophila (Mart.) Radlk.	2
	Pouteria venosa (Mart.) Baehni	7
	Sapotaceae sp. 1	1
	Sapotaceae sp. 2	1
Solanaceae (1)	Solanaceae sp. 1	1
Urticaceae (18)	*Cecropia glaziovi* Snethl.	9
	Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini	4
	Pourouma guianensis Aubl.	5
Mortas (34)	Mortas	34
Total geral		1274

Os números de campo dos indivíduos pertencentes a cada espécie encontram-se no Anexo 1 (disponível na versão online, como Supplementary Online Material/SOM).

3. Fitossociologia

Os valores encontrados para os índices descritores da comunidade de diversidade de Shannon e eqüabilidade de Pielou foram, respectivamente, H' = 4,051 nats/ind e J = 0,817. A área basal de árvores vivas do hectare foi de 30,27 m^2.

A relação de dominância das espécies fica evidente na Figura 3, onde se vê que a comunidade é marcada por quatro espécies em maior número (*Euterpe edulis*, *Mollinedia schottiana*, *Bathysa mendoncaei* e *Coussarea accedens*), mas seguida de uma longa cauda de espécies com menos indivíduos. Segundo a terminologia adotada por Moreira

(2007), somente *Euterpe edulis* pode ser considerada abundante, pois possui mais de 100 indivíduos por hectare. As 28 espécies com 10 a 99 indivíduos por hectare seriam consideradas constantes, enquanto as 113 demais seriam comuns ou ocasionais.

Foram encontradas muitas espécies representadas por poucos indivíduos na parcela amostral. São 43 espécies com apenas por um indivíduo; 22 com dois e 10 com três indivíduos. Estas três classes somam mais da metade (52,8%) das espécies encontradas, sendo que em número de indivíduos, seriam apenas 9,2%. As espécies com até nove indivíduos somam menos de um terço dos indivíduos amostrados (28,5%), mas ultrapassam 80% das espécies.

Para descrever a estrutura da mata, os indivíduos foram separados em classes de diâmetro (Figura 4), e a forma do gráfico possui um aspecto distinto, chamado comumente de J invertido. Este aspecto mostra que a maioria dos indivíduos apresenta os menores diâmetros (diam. médio = 13,9 cm); e que a circunferência das árvores é inversamente proporcional à sua abundância.

Dentre as espécies com indivíduos de mais de 50 cm de diâmetro estão: *Hieronyma alchorneoides, Virola bicuhyba, Terminalia januariensis, Hymenea courbaril, Alchornea triplinervia, Sloanea guianensis* e *Sclerolobium denudatum.*

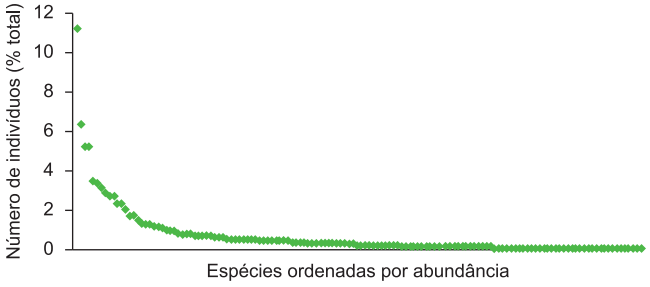


Figura 3. Diagrama de Whittaker, com as espécies alinhadas em ordem de abundância por abundância relativa.

Figure 3. Whittaker diagram with species aligned by relative abundance.

As espécies de menor diâmetro, que compõem o subdossel, são principalmente *Euterpe edulis, Mollinedia schottiana, Guapira opposita* e diversas da família Myrtaceae.

Similarmente, as alturas dos indivíduos foram separadas em classes de um metro (Figura 5). Apesar da moda estar entre 6 e 8 m e a média ser 9 m (desvio padrão 4,96 m), o dossel da mata fica a 18 m. Os indivíduos de maiores alturas são das mesmas espécies com maior diâmetro, além de *Syagrus pseudococos*, que chega a grandes alturas mesmo sem ter crescimento secundário verdadeiro.

As oito espécies com maior IVI (Índice de Valor de Importância) somam pouco mais de um terço do IVI total, e são (em ordem de IVI): *Euterpe edulis, Mollinedia schottiana, Bathysa mendoncaei, Coussarea accedens, Rustia formosa, Guapira opposita,* indivíduos mortos e *Chrysophyllum flexuosum*. A lista completa de IVI, com as contribuições de freqüência relativa, dominância relativa e densidade relativa encontra-se no Anexo 2 (disponível na versão online, como Supplementary Online Material/SOM).

Quanto às famílias, Myrtaceae e Rubiaceae tiveram valores de IVI praticamente iguais (46,1 e 45,1, respectivamente); assim como seus IVCs (Índice de Valor de Cobertura); 33,3 para Myrtaceae e 33,5 para Rubiaceae. Seguem as famílias Arecaceae, Sapotaceae, Monimiaceae, Fabaceae e Nyctaginaceae, assim ordenadas tanto para o IVI quanto para o IVC (Anexo 3 disponível na versão online, como Supplementary Online Material/SOM).

A Tabela 3 apresenta uma lista dos indivíduos que nasceram sobre a rocha, mas lançaram raízes para o solo e daqueles que sobrevivem inteiramente sobre a rocha. A altura e diâmetro médios dos indivíduos que crescem sobre rochas não diferiu significativamente da altura e diâmetro de todos os indivíduos amostrados.

No entanto, a florística sobre rochas é diferente daquela da parcela como um todo, pois dentre as 29 espécies com 10 ou mais indivíduos, somente 13 ocorrem sobre rochas, e dentre elas, predominantemente *Euterpe edulis* (com 29% de seus indivíduos sobre rochas), *Guapira opposita* (25%) e *Cecropia glaziovi* (20%).

Também foi feita uma análise da relação entre as rochas e os atributos da comunidade de cada subparcela. As subparcelas foram separadas nas cinco classes de rochosidade e foi calculado para cada uma destas classes o valor médio de riqueza, número de indivíduos, altura média e diâmetro médio. Foi possível observar que há tendência

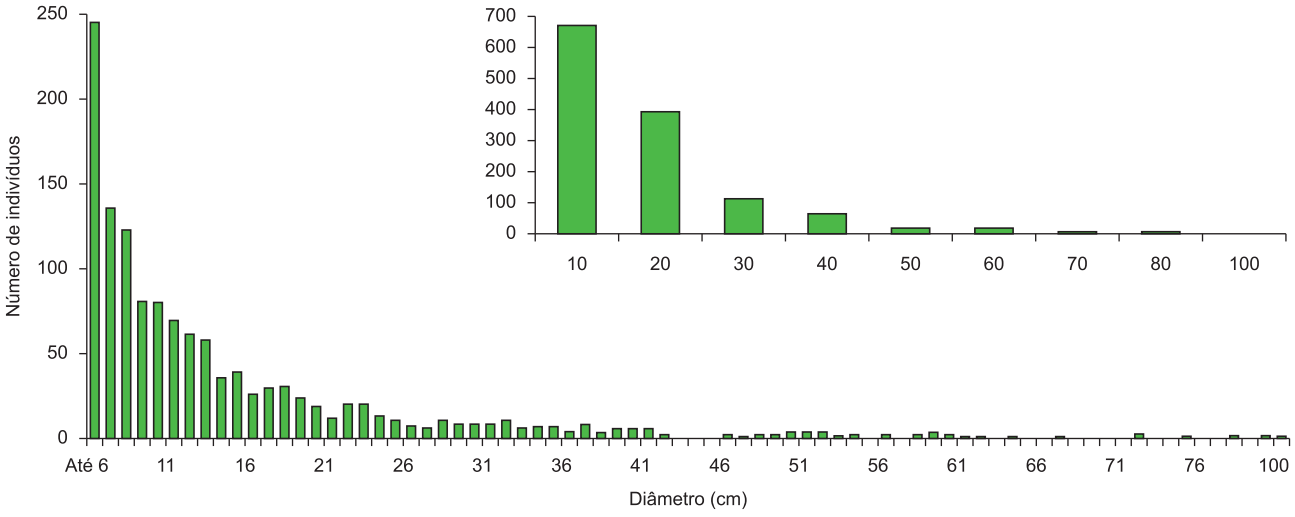


Figura 4. Classes de diâmetro de 1 em 1 cm (janela maior) e a cada 10 cm (detalhe).

Figure 4. Classes of diameter by increments of 1 cm (larger graph) and by increments of 10 cm (detail).

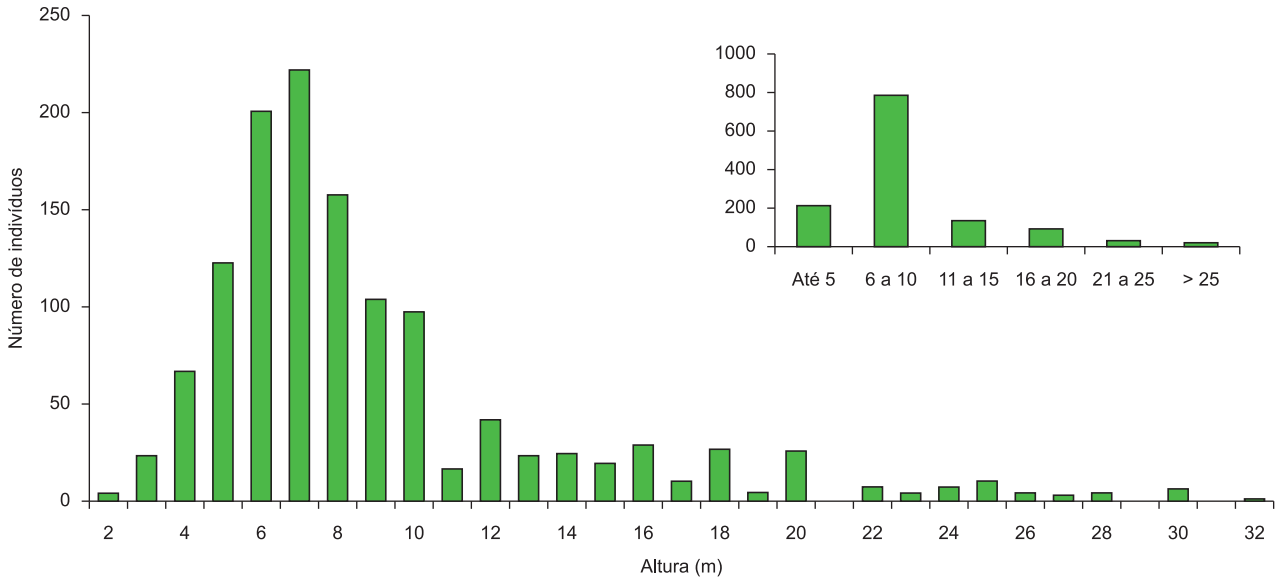


Figura 5. Contagem de indivíduos em cada classe de altura. No quadro maior, classes de 1 m. No quadro menor, classes de 5 m.

Figure 5. Counts of individuals in each height class. In the larger window, classes have an increment of 1 m. In the smaller window, classes have an increment of 5 m.

Tabela 3. Lista de espécies que crescem diretamente sobre rochas; com ou sem raízes lançadas no solo.

Table 3. List of species that grow directly on top of rocks; with or without roots sent around it down to the soil.

Espécie	Raiz no solo	
	Com	Sem
Alchornea triplinervia	1	-
Alseis floribunda	2	-
Bathysa australis	2	-
Bathysa mendoncaei	4	-
Cecropia glaziovi	-	2
Dendropanax cuneatus	-	1
Eugenia cf. *cereja*	1	-
Euterpe edulis	8	33
Ficus glabra	-	2
Ficus pulchella	1	-
Guapira opposita	10	-
Hieronyma alchorneoides	1	-
Inga edulis	-	1
Licaria armeniaca	2	-
Marlierea glazioviana	1	-
Marlierea tomentosa	1	-
Miconia sp.	-	1
Mollinedia schottiana	7	1
Morta	1	2
Myrcia spectabilis	2	-
Ocotea dispersa	1	-
Ocotea glaziovii	1	-
Ocotea velloziana	3	-
Pouteria venosa	1	-
Rapanea gardneriana	-	1
Rhodostemonodaphne macrocalyx	-	1
Rudgea coronata subsp. *leiocarpoides*	1	-
Rustia formosa	2	-
Schefflera calva	2	-
Sloanea guianensis	1	-
Syagrus pseudococos	-	1
Total sobre rochas	56	46

de diminuição tanto no número de indivíduos como de espécies com o aumento da quantidade de rochas; enquanto a flutuação nos valores de altura e diâmetro médios dos indivíduos e área basal não apresenta relação com a quantidade de rochas afloradas (Figura 6a,b).

Discussão

1. Variáveis ambientais

O desnível de 25 m encontrado dentro da parcela de 100 × 100 m, a variação na inclinação entre subparcelas e na superfície ocupada por rochas afloradas reflete a condição geológica sobre a qual a floresta está firmada. Os processos naturais no atual domínio da Serra do Mar, uma região submetida a altas pluviosidades médias anuais e episódios prolongados de chuvas, envolvem intensa participação de movimentações de massa, e os escorregamentos e deslocamentos de solos e rochas acontecem ao longo de superfícies planas e inclinadas (Almeida & Carneiro 1998). Segundo Mantovani (1993), o predomínio de Litossolo, com afloramentos rochosos, pode ser indicativo de floresta recente, e sem sítios consolidados para espécies que exijam solo profundo.

Vê-se que além do solo raso, há ocorrência freqüente de afloramento de leitos de rio. Este é o caso das subparcelas 91 a 94, onde há o máximo de rochas afloradas, e é possível ouvir o barulho da água corrente sob elas. Nestas parcelas há muitos indivíduos crescendo sobre as rochas e formando, com suas raízes, uma tela que prende partículas que formarão, um dia, um solo verdadeiro.

2. Florística

Assinalar as famílias Myrtaceae e Rubiaceae como as mais ricas e abundantes da Floresta Ombrófila Densa Atlântica não faz nada além de corroborar estudos anteriores (Lacerda 2001, Peixoto et al. 2004, Oliveira et al. 2001, entre outros). Myrtaceae possui enorme especiação, com possivelmente mil espécies no Brasil (Landrum & Kawasaki 1997), das quais o gênero mais numeroso é *Eugenia*. Esse foco de diversidade leva Mori et al. (1983) a crer que este seja o centro de distribuição da família, que ocorre nos continentes que formavam a antiga Gondwana e na região mediterrânea (Sytsma et al. 2004). Neste trabalho, a família representa 19% das espécies amostradas, muito similar aos 20% encontrados por Lacerda (2001) para a mesma região, porém, de 2 a 1.000 m de altitude.

Já Rubiaceae apresentou também muitas espécies (14), mas seus 222 indivíduos não estão distribuídos eqüitativamente entre elas; e sim, concentrados em quatro espécies muito abundantes: *Bathysa mendoncaei, Coussarea accedens, Rustia formosa* e *Coussarea meridionalis*. *R. formosa* e *B. mendoncaei* aparecem como as espécies de Rubiaceae mais presentes no trabalho de Moreno et al. (2003) na região de Imbé, litoral norte do Rio de Janeiro.

Fabaceae segue em riqueza de espécies (11), mas com dominância de *Swartzia simplex* var. *grandifolia* (15 indivíduos) e de *Sclerolobium denudatum* (10 indivíduos), esta última não amostrada no trabalho de Lacerda (2001) na mesma região. Esta família aparece com alta porcentagem de espécies em outros estudos em Mata Atlântica do Estado de São Paulo (Lacerda 2001, Oliveira et al. 2001), mas se destaca no Rio de Janeiro (Peixoto et al. 2004) (revisão), onde chega a ter 20,5% das espécies amostradas.

Euphorbiaceae, assim como Fabaceae, apresenta dominância dividida entre duas espécies dentre o total de oito: *Pausandra morisiana* e *Alchornea triplinervia*. Também com oito espécies está Lauraceae, seguida de Moraceae e Sapotaceae, com sete espécies cada. *Chrysophyllum flexuosum* (Sapotaceae) é a sexta espécie em abundância de toda a parcela.

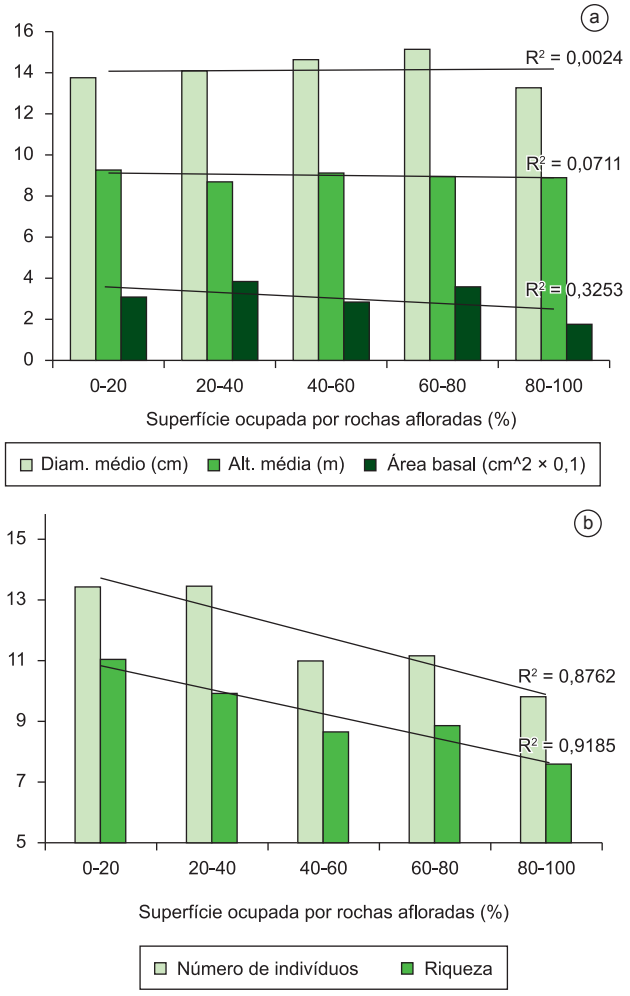


Figura 6. a) Ausência de relação de rochas afloradas com diâmetro médio dos indivíduos, altura média e área basal; e b) relação inversamente proporcional entre quantidade de rochas afloradas e número de indivíduos e riqueza.

Figure 6. a) Absence of a relationship between rock outcrops and mean tree diameter, mean tree height and mean basal area; and b) Inverse relationship between the number of outcrop rocks and the number of trees and species richness.

Kurtz & Araújo (2000) encontraram em um trabalho em Floresta Ombrófila Densa Submontana Sapotaceae como a família mais importante, e destacaram também, Rutaceae (3º) e Meliaceae (4º), que neste estudo ficaram respectivamente, na 42ª e 25ª posições de Valor de Importância. Isso demonstra que muitas vezes a composição de famílias e até mesmo espécies pode ser muito similar, mas as espécies dominantes em cada local são diferentes. Isso pode ser explicado pelas trajetórias distintas que cada trecho da floresta segue, de acordo com eventos estocásticos e a resposta dos indivíduos a eles.

As Melastomataceae, que aparecem em abundância em algumas regiões próximas, estão representadas nesta área de estudo por apenas um indivíduo de *Miconia.* O critério de inclusão (PAP ≥ 15 cm) não favorece a amostragem da família, que geralmente possui troncos delgados, mas as observações de campo sugerem que mesmo nas classes menores de tamanho, são poucos indivíduos pertencentes a essa família.

A família Bignoniaceae, importante em Peruíbe devido à presença em abundância de *Tabebuia obtusifolia* (segunda espécie mais

importante no estudo de Oliveira et al. (2001)) não foi amostrada nesta parcela. Similarmente, Aquifoliaceae, uma família comumente considerada importante em trabalhos na Mata Atlântica, e reportada em Ubatuba (Lacerda 2001) e em Iguape (Mantovani 1993, Carvalhaes 1997) não foi encontrada neste estudo. Esta variação regional, que contribui para a diversidade beta, provavelmente está mais associada a fatores edáficos e hídricos do que de dispersão da espécie, e é uma questão interessante para estudos posteriores.

Illenseer & Paulilo (2002) estudaram características fisiológicas das plântulas de *Euterpe edulis*, para tentar compreender sua dominância em muitas áreas de Mata Atlântica. Em seu trabalho, notaram que a escassez de fósforo e nitrogênio não afetam o crescimento das plântulas, que também podem aproveitar a abertura de clareiras e o aumento de irradiância devido à sua plasticidade de aumentar a eficiência na absorção dos nutrientes e na assimilação de carbono líquido, dando a esta espécie maior competitividade. No presente estudo, também ficou estabelecido que a possibilidade de ocupação de rochas nuas é mais uma característica que favorece a ocorrência de *E. edulis* nas encostas da Floresta Ombrófila Densa Atlântica.

As seis espécies mais abundantes que seguem *Euterpe edulis* (com 40 indivíduos ou mais) são, como esta, características do subosque, e todas de caráter secundário tardio ou climácico (sensu Mantovani 1993). As três espécies pioneiras: *Cecropia glaziovi, Aegiphila sellowiana* e *Tetrorchidium rubrivenium* (sensu Mantovani 1993, Oliveira 1999) encontradas num total de 13 indivíduos corroboram a observação inicial de que a mata é pouco perturbada, mesmo com a proximidade da comunidade do sertão da Casa de Farinha e com o uso da trilha que cruza a parcela.

Muitas espécies amostradas foram classificadas por Mantovani (1993) como de distribuição exclusiva de Floresta Montana. A classificação deste autor reflete a escassez de dados para a Encosta Atlântica, possivelmente pela dificuldade de se trabalhar em terreno tão acidentado.

A classificação da fisionomia de Floresta Ombrófila Densa Submontana poderá ser posta em xeque assim que as demais parcelas do Projeto Temático Biota Gradiente estiverem completas. Por enquanto, é possível comparar este hectare com um de Floresta de Restinga (ou Terras Baixas), que tem 88 espécies dentro dos mesmos critérios de inclusão e apenas 29 espécies em comum (Carlos Joly, comunicação pessoal).

3. Fitossociologia

A alta diversidade encontrada para a parcela (H' = 4,051 nats/ind) reflete tanto o grande número de espécies encontrado (142), quanto a eqüabilidade (J = 0,817), sendo que a espécie dominante apresenta somente cerca de 11% dos indivíduos.

A alta riqueza e alta diversidade das florestas tropicais possuem muitas hipóteses explicativas. Pianka (1966) credita o aumento de diversidade nos trópicos às interações específicas dos predadores e maior intensidade de predação. Já Rohde (1992) acredita que a alta diversidade está ligada ao tempo de evolução nos trópicos, que é, por sua vez, determinado pelos tempos de geração, taxas de mutação e velocidade na seleção associados às altas temperaturas. Segundo Givnish (1999), a origem da alta diversidade em regiões tropicais pode estar relacionada à estabilidade climática, que permite baixas taxas de extinção, alta especiação e partição fina de nichos. A manutenção dessa diversidade reside na partição espaço-temporal das condições requeridas, no balanço não equilibrado de morte, competição e recrutamento, nas variações randômicas de abundância, na alta produtividade e na mortalidade densidade-dependente (Givnish 1999). De fato, essa última hipótese de manutenção de diversidade é corroborada por Wright (2002), quando o autor propõe que a redução no recrutamento perto da planta-mãe pode levar a um aumento da diversidade alfa, e quanto maior a diversidade alfa, menor deve ser a sobreposição no uso de recursos, e menor a competição entre os indivíduos. No entanto, o estudo de Lambers et al. (2002) descarta a mortalidade densidade-dependente como mecanismo de manutenção da alta diversidade nos trópicos, mas não propõe outro mecanismo.

Os dados de diversidade e eqüabilidade aqui apresentados são semelhantes aos citados na literatura (Martins 1993, Peixoto et al. 2004) para o sudeste brasileiro. É esperado encontrar uma diversidade ainda maior em áreas amostrais maiores, pois a inclusão de espécies raras somente aumenta o valor do Índice de Shannon, como pode ser visto ao se comparar este trabalho com o de Lacerda (2001), com os mesmos critérios de inclusão e também realizado à margem do Rio da Fazenda; que obteve H' = 3,72 para 0,18 ha e H' = 3,86 para 0,4 ha. Curiosamente, o valor de J decresce com o aumento do tamanho amostral (0,88; 0,84 e 0,82).

O ajuste dos dados de abundância de espécies aos modelos logarítmicos é esperado quando se possui um número grande de espécies, pois elas se relacionam aos nichos de forma mais complexa do que comunidades com poucas espécies (Whittaker 1978).

A quantidade de espécies raras é alta, sendo que 39 espécies são representadas por um único indivíduo no hectare (27,6% das espécies). Valores similares foram encontrados por Guilherme et al. em 2004 (23,8%) e Oliveira et al. (2001) (31,7%). Martins (1993) relaciona porcentagens de singletons, como são chamadas as espécies com somente um indivíduo para vários estudos da Mata Atlântica, e os valores variam de 9,2% em Santa Catarina a 64,3% em São Paulo. As metodologias e os critérios de inclusão alteram o resultado, em geral superestimando-o (Magurran 2005), mas os valores podem servir como parâmetro, ao menos.

Mas, ao mesmo tempo, é levantada a questão da raridade em si: é possível colocar um limite arbitrário entre espécies raras e abundantes? Seria a raridade uma característica da espécie; um efeito de amostragem; ou ainda, um limite de distribuição de uma espécie rica em um local mais afastado? Para Mantovani (1993), o conceito de espécies raras deve considerar diferentes escalas de análise, e para que se possa dirigir a esta questão, é necessário juntar dados de abundância e distribuição geográfica de cada espécie amostrada.

As árvores amostradas neste trabalho têm diâmetro médio de 13,9 cm e altura média de 9 m. Os dados de outros autores no Sudeste mostram curvas com o mesmo padrão de distribuição e valores de 12,8 e 10,2 m (Guilherme et al. 2004), e 15,1 e 9,5 m (Oliveira 1999); ou seja, de diâmetro similar, mas altura média ligeiramente maior. É importante ressaltar que as alturas das árvores são, por regra, estimadas, e não medidas, e que, portanto, erros podem ocorrer.

Já quando comparada com a Floresta Amazônica, a Mata Atlântica pode ser considerada como uma floresta de baixo porte. Este fato é devido em grande parte à topografia regional. As árvores dos terrenos inclinados da encosta Atlântica recebem mais irradiação, e, ao mesmo tempo, estão mais sujeitas a danos provocados por ventos, chuvas e deslizamentos de terra. A combinação desses fatores com o clima leva ao estabelecimento do dossel mais baixo.

Assim sendo, com grandes diâmetros e alturas menores, a inclinação da linha de tendência para a relação alométrica das árvores é menor na Floresta Atlântica. Embora a comparação pareça trivial, os valores absolutos de altura dos indivíduos são muito importantes em estimativas de biomassa, por exemplo, que muitas vezes consideram apenas a área basal e poderiam superestimar os valores na Mata Atlântica (Vieira et al. 2008).

As rochas presentes na área amostral, que chegam a 5 m de diâmetro, ocupam espaço no solo que poderia ser ocupado por plantas. Isso explica a diminuição no número de indivíduos em áreas com

maior superfície ocupada por afloramentos. O menor número de indivíduos acarreta em menor riqueza média de espécies.

Já a área basal das subparcelas mais rochosas não difere estatisticamente das de solo contínuo. Tampouco a altura média dos indivíduos e seu diâmetro médio são influenciados pelas rochas, contrariando a sugestão de Kurtz & Araújo (2000), que afirmam que os afloramentos rochosos são um motivo que dificulta o desenvolvimento de árvores de maior porte. Nem mesmo a altura e diâmetro dos indivíduos que crescem sobre as rochas nuas é afetado, embora as espécies capazes de fazê-lo sejam poucas.

Euterpe edulis, que é a espécie que mais ocorre sobre rochas na área amostral, possui raízes que ficam expostas e funcionam como escora. A maioria delas (80%) não lança raízes para o solo. Três indivíduos desta espécie, sobre rochas, foram encontrados caídos na última viagem de campo, depois da temporada de chuvas. Estes indivíduos certamente morrerão, pois estas palmeiras não possuem a capacidade de rebrotar. Mesmo assim, a ocorrência de *E. edulis* sobre rochas completamente nuas impressiona tanto pela estabilidade das árvores, como pela aparente eficiência no uso de água e nutrientes.

Outra espécie com ocorrência sobre rochas maior do que esperada é *Guapira opposita*, que aparentemente possui um mecanismo diferente para sobrevivência nesta condição. As plântulas são capazes de germinar sobre as rochas, mas todas as 10 árvores com PAP $\geq$ 15 cm possuem uma grande raiz que chega ao solo, mesmo no caso de um indivíduo crescendo sobre uma rocha de 3 m de altura.

A ocorrência de afloramentos rochosos que ocupam parte da superfície é bastante freqüente na Floresta Ombrófila Densa do litoral Norte de São Paulo e no Rio de Janeiro, mas trabalhos com afloramentos rochosos normalmente tratam de outro tipo de afloramento: os inselbergs: enormes rochas nuas como o Pão de Açúcar (Meirelles et al. 1999).

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Gradiente Funcional: Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (Processo 03/12595-7), que faz parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br). Autorização COTEC/IF 41.065/2005 e autorização IBAMA/CGEN 093/2005. Agradecemos também ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Estadual de Campinas, e à FAPESP pela bolsa de Mestrado da primeira autora. Finalmente, agradecemos aos colegas que colaboraram com o trabalho de campo, identificação do material e comentários no texto.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, F.F.M. & CARNEIRO, C.D.R. 1998. Origem e evolução da Serra do Mar. Rev. Bras. Geocienc. 28(2):135-150.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APGII. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Bot. J. Linn. Soc. 141:399-436. http://dx.doi.org/10.1046/j.1095-8339.2003.t01-1-00158.x

CARVALHAES, M.A. 1997. Florística e estrutura de mata sobre restinga na Juréia, Iguape, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CLARK, D.B., CLARK, D.A. & READ, J.M. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. J. Ecol. 86:101-112. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00238.x

FIDALGO, O. & BONONI, V.L.R. 1984. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. Instituto de Botânica, São Paulo.

GIVNISH, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. J. Ecol. 87:193-210. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00333.x

GUILHERME, F.A.G., MORELLATO, L.P.C. & ASSIS, M.A. 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. Rev. Bras. Bot. 27(4):725-737.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2007. http://mapas.ibge.gov.br/ (ultimo acesso em: 26/11/2007).

ILLENSEER, R. & PAULILO, M.T.S. 2002. Crescimento e eficiência na utilozação de nutrientes em plantas jovens de *Euterpe edulis* Mart. Sob dois níveis de irradiância, nitrogênio e fósforo. Acta Bot. Bras. 16(4):385-394. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000400002

JOLY, C.A., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C., TAMASHIRO, J.Y., CAMPOS, M.C.R., GOMES, J.A.M.A., LACERDA, M.S., SANTOS, F.A.M., PEDRONI, F., PEREIRA, L.S., PADGURSCHI, M.C., PRATA, E.M.B., RAMOS, E., TORRES, R.B., ROCHELE, A., MARTINS, F.R; ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., MARTINELLI, L.A., CAMARGO, P.B., SIMÕES, E., VILLANI, J.P. & BELINELLO, R. 2011. Florística e fitossociologia da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. Biota Neotrop. 11(2):no prelo.

KURTZ, B.C. & ARAÚJO, D.S.D. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia 51(78-115):69-112.

LACERDA, M.S. 2001. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LAMBERS, J.H.R., CLARK, J.S. & BECKAGE, B. 2002. Density-dependent mortality and the latitudinal gradient in species diversity. Nature 417:732-735. PMid:12066182. http://dx.doi.org/10.1038/nature00809

LANDRUM, L.R. & KAWASAKI, M.L. 1997. The genera of Myrtaceae in Brazil: an illustrated synoptic treatment and identification keys. Brittonia 49(4):508-536. http://dx.doi.org/10.2307/2807742

MAGURRAN, A.E. 2005. Species abundance distributions: pattern or process? Funct. Ecol. 19:177-181. http://dx.doi.org/10.1111/j.0269-8463.2005.00930.x

MANTOVANI, W. 1993. Estrutura e dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape - SP. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MARTINS, F.R. 1993. Estrutura de uma floresta mesófila. Universidade de Campinas, Campinas. 246p.

MARTINS, S.C. 2010. Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N_2O) e sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica. Tese de Doutoramento, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MEIRELLES, S.T., PIVELLO, V.R. & JOLY, C.A. 1999. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. Environ. Conserv. 26:10-20. http://dx.doi.org/10.1017/S0376892999000041

MORENO, M.R., NASCIMENTO, M.T. & KUTRZ, B.C. 2003. Structure and floristic composition of tree communities in two altitudinal zones in Atlantic Forest in the Imbé Region, RJ, Brazil. Acta Bot. Bras. 17(3):371-386.

MORI, S.A., BOOM, B.M., CARVALINO, A.M. & SANTOS, T.S. 1983. Ecological importance of Myrtaceae in na Eastern Brazilian Wet Forest. Biotropica 15(1):68-70. http://dx.doi.org/10.2307/2388002

OLIVEIRA, R.J. 1999. Dinâmica de plântulas e estrutura de Mata Atlântica secundária de encosta, Peruíbe, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

OLIVEIRA, R.J., MANTOVANI, W. & MELO, M.M.R.F. 2001 Structure of the tree and shrub component of the Atlantic rain forest, Peruíbe, SP. Acta Bot. Bras. 15(3):391-412. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062001000300009

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of Climate. Biotropica 32(4b):793-810. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x

PEIXOTO, G.L., MARTINS, S.V., SILVA, A.F. & SILVA, E. 2004. Floristic survey of the tree layer in an area of Atlantic Rainforest in Serra da Capoeira Grande Environmental Protection Area, Rio de Janeiro State, Brazil. Acta Bot. Bras. 18(1):151-160.

PIANKA, E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. Am. Nat. 100:33-46. http://dx.doi.org/10.1086/282398

REJMANÉK, M. 1977. The concept of structure in Phytosociology with references to classification of plant communities. Vegetatio 35(?):75-81.

ROHDE, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search fot the primary cause. Oikos 65:514-527. http://dx.doi.org/10.2307/3545569

SÃO PAULO (Estado). 2007. Instituto Agronômico de Campinas. Centro Integrado de Informações Agrometereológicas. http://www.ciiagro.sp.gov.br/ (último acesso em: 04/05/ 2007).

SHEPHERD, G.J. 2006. FITOPAC I. Manual do Usuário. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SYTSMA, K.J., LITT, A., ZJHRA, M.L., PIRES, J.C., NEPOKROEFF, M., CONTI, E., WALKER, J. & WILSON, P.G. 2004. Clades, clocks, and continents: historical and biogeographical analysis of Myrtaceae, Vochysiaceae, and relatives in the Southern Hemisphere. Int. J. Plant Sci. 165(4Suppl.):S85-S105. http://dx.doi.org/10.1086/421066

VIEIRA, S.A., ALVES, L.F., AIDAR, M; ARAÚJO, L.S., BAKER, T., BATISTA, J.L.F., CAMPOS, M.C.R., CAMARGO, P.B., CHAVE, J., DELITTI, W.B., HIGUCHI, N., HONORIO, E., JOLY, C.A., KELLER, M., MARTINELLI, L.A., MATTOS, E.A., METZKER, T., PHILLIPS, O., SANTOS, F.A.M., SHIMABUKURO, M.T., SILVEIRA, M. & TRUMBORE, S.E. 2008. Estimation of carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. Biota Neotrop. 8(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?point-of-view+bn00108022008

WHITTAKER, R.H. 1978. The population structure of vegetation. In Phytosociology - Benchmark papers in ecology, vol. 6 (R.P McIntosh, ed.). Dowden, Hutchinson & Ross, Inc, Pennsylvania, p.360-380.

WRIGHT, J.S. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. Oecologia 130(1):1-14.

Recebido em 31/03/2010
Versão reformulada recebida em 18/03/2011
Publicado em 20/05/2011

A ictiofauna do Parque Estadual do Cantão, Estado do Tocantins, Brasil

Efrem Ferreira[1,2], Jansen Zuanon[1], Geraldo dos Santos[1] & Sidinéia Amadio[1]

[1]Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática – CPBA, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Av. André Araujo, 2936 – CP 478, CEP 69011-970, Manaus - AM, Brasil
[2]Autor para correspondência: Efrem Ferreira, e-mail: efrem@inpa.gov.br

FERREIRA, E., ZUANON, J., SANTOS, G. & AMADIO, S. **The fish fauna of the Parque Estadual do Cantão, Araguaia River, State of Tocantins, Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/inventory?article+bn01711022011

Abstract: The Parque Estadual do Cantão is a protected area in the Araguaia River. In a survey carried out during a complete hydrological cycle, 271 species of fish, belonging to 183 genera, 41 families and 12 orders were captured. Characidae was the most diverse family with 89 species (32.6% of the total), followed by Loricariidae with 23 species (8.4%) and Cichlidae with 21 species (7.7%), ten families were represented by only one species. The results showed that the PE Cantão is an area with high diversity of fish species, and that the assemblies are still well preserved, so the existence and maintenance of this Park is of high interest for the preservation of the Araguaia River fish fauna.
Keywords*: biodiversity, amazon, protected area, fisheries, CPUE.*

FERREIRA, E., ZUANON, J., SANTOS, G. & AMADIO, S. **A ictiofauna do Parque Estadual do Cantão, Estado do Tocantins, Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/inventory?article+bn01711022011

Resumo: O Parque Estadual do Cantão é uma área protegida no rio Araguaia. Em um inventário realizado durante um ciclo hidrológico completo, foram capturadas 271 espécies de peixes, pertencentes a 183 gêneros, 41 famílias e 12 ordens. Characidae foi a família mais diversa com 89 espécies (32,6% do total), seguida por Loricariidae com 23 espécies (8,4%) e Cichlidae com 21 espécies (7,7%), dez famílias foram representadas por uma única espécie. Os resultados mostraram que o PE Cantão é uma área com alta diversidade de espécies de peixes, e que as assembleias ainda estão bem preservadas, de modo que a existência e manutenção deste Parque é de alto interesse para a preservação da fauna de peixes do rio Araguaia.
Palavras-chave*: biodiversidade, amazônia, unidade de conservação, pesca, CPUE.*

Introdução

Este estudo foi realizado para inventariar a fauna de peixes do Parque Estadual do Cantão (PE Cantão), uma área protegida criada pelo governo do Estado do Tocantins no rio Araguaia (Figura 1). O parque tem 72 km de comprimento por 12 de largura, ocupando uma área de aproximadamente 890 km^2, no curso médio do rio Araguaia, próximo da fronteira com o estado do Pará, entre as coordenadas 9º 10' S e 50º 10' O. É uma importante zona de transição entre a floresta amazônica e o cerrado.

O PE Cantão forma uma grande planície aluvial, composta principalmente por areias de quartzo e sedimentos depositados pelos rios Javaés e Araguaia. A planície é formada principalmente por uma floresta pluvial, pertencente ao domínio amazônico, e tem cerca de 840 lagos, 150 km de meandros e canais naturais, assim como também por um tipo de cerrado localmente conhecido como "varjão", que é periodicamente inundado. As águas são claras como no rio Araguaia, com transparência medindo entre 0,4 e 2,0 m. O pH varia entre 5,2 e 7,9 e a condutividade elétrica entre 15,1 e 34,5 µS/cm. Durante o

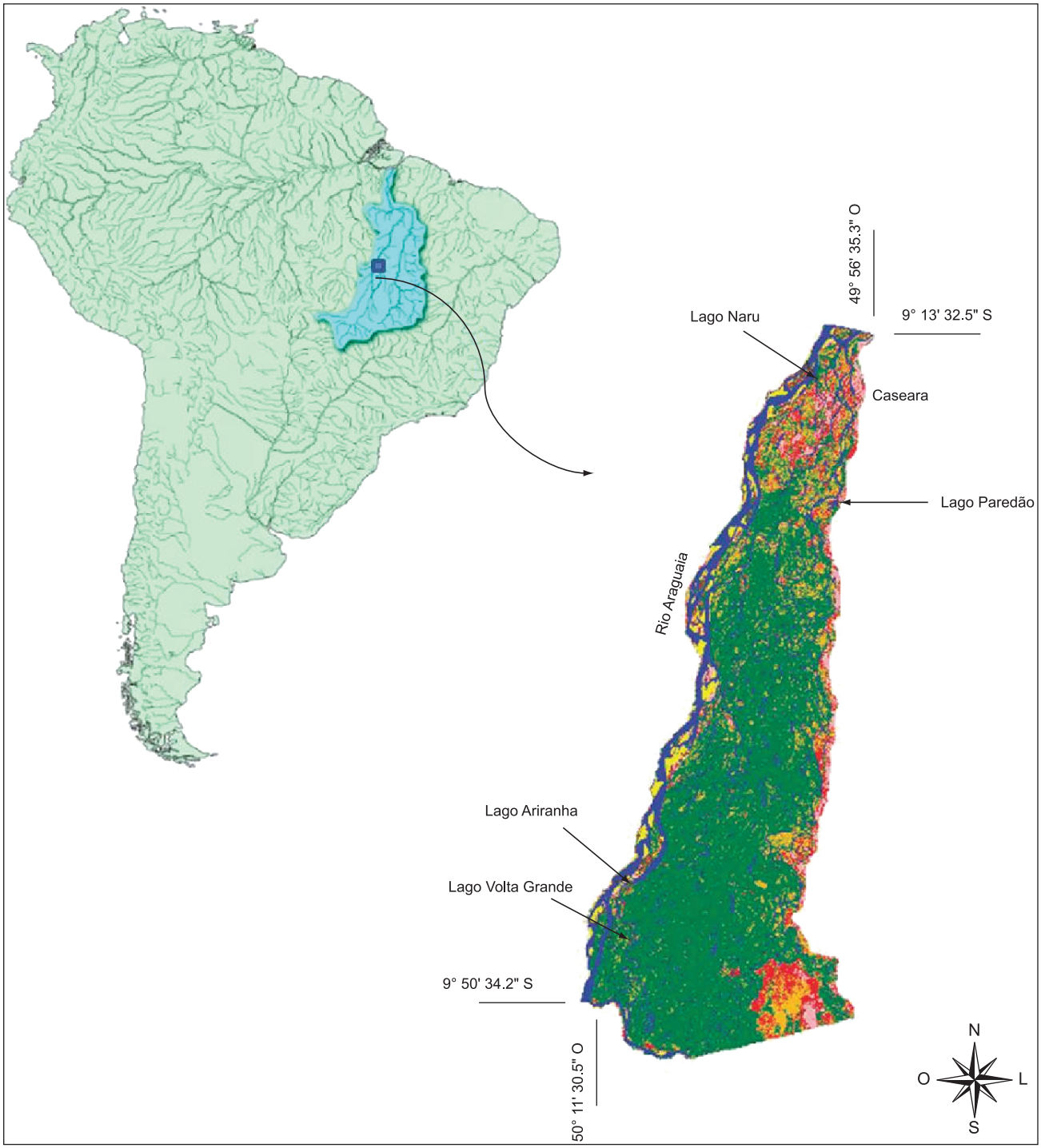


Figura 1. Parque Estadual do Cantão, mostrando os lagos amostrados (mapa da América do Sul de Goulding et al. 2003).

Figure 1. Parque Estadual do Cantão, showing the lakes sampled (South America map from Goulding et al., 2003).

período de seca a maior parte dos canais secam ou são interrompidos por bancos de areia, e os lagos permanecem isolados. A área é relativamente bem preservada, com somente 8% de desmatamento, causado pelas queimadas para plantio agrícola.

Os arredores do parque são constituídos principalmente por cerrado, com predominância de savana aberta e por florestas de galeria. A vegetação, contudo, tem mudado em virtude do intensivo uso do solo, espacialmente para agricultura e pecuária de gado.

Material e Métodos

Quatro expedições de coleta foram realizadas, cobrindo os 4 períodos hidrológicos. Os peixes foram capturados com o auxílio de redes de emalhar (malhadeiras), rapichés, tarrafas e redes de cerco. Quatro lagos foram escolhidos para as amostragens durante um ano completo (Tabela 1). Além dos quatro lagos, vários outros ambientes, como praias e vegetação aquática flutuante, foram incluídos no programa de coletas.

Uma bateria de 10 malhadeiras com 10 m de comprimento, e altura ao redor de 2,5 m, com tamanho de malha variando entre 24 e 120 mm, entre nós opostos, foi usada em pescarias de 24 horas em cada um dos quatro lagos. Nas praias e vegetação flutuante foi utilizada uma rede de cerco com 15 m de comprimento, 3 m de altura e malha de 5 mm. Todos os exemplares foram capturados e amostras de cada espécie foram fixadas em formol 10% e preservadas em álcool 70%. Após a identificação estes exemplares foram depositados na Coleção de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), em Manaus, estado do Amazonas, Brasil.

Resultados e Discussão

Foram capturadas 271 espécies de peixes, pertencentes a 183 gêneros, 41 famílias e 12 ordens (Tabela 2). A proporção de espécies é similar àquela proposta por Roberts (1972) com a predominância de Ostariophysi: Characiformes (52,4%), Siluriformes (26,9%) e Gymnotiformes (5,2%), seguido por Perciformes (9,6%). As oito outras ordens foram responsáveis pelos 5,8% restantes (Tabela 3).

Characidae foi a família mais diversa com 87 espécies (32,1% do total), seguida por Loricariidae com 23 espécies (8,5%), Cichlidae com 21 espécies (7,7%), Anostomidae e Curimatidae com 14 espécies (5,2%) cada, Doradidae com 12 espécies (4,4%) e Pimelodidae com 11 espécies (4,1%). Dez famílias foram representadas por somente uma espécie.

O número de espécies capturadas nesta pesquisa (271) indica uma diversidade muito alta, comparável a outros rios na Amazônia (Tabela 4), especialmente se considerando que este é apenas um pequeno trecho do rio Araguaia, e provavelmente o número de espécies aumentará à medida que os exemplares coletados sejam objeto de estudos mais detalhados.

As malhadeiras capturaram 129 espécies pertencentes a 94 gêneros, 24 famílias e oito ordens. O total estimado de espécies pelo Jackknife (Past software 2.03), (Hammer et al. 2001) variou entre 147 e 151, de modo que coletamos de 85 a 88% das espécies de peixes presentes neste trecho de rio (Tabela 5). A tabela 6 mostra as

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos lagos amostrados no PE Cantão.

Table 1. Geographical coordinates of the lakes sampled in the PE Cantão.

Locais Amostrados	Coordenadas
Lago Naru	9º 16' 50,5" S, 49º 59' 44,9" O
Lago Paredão	9º 22' 39,6" S, 49º 58' 31,6" O
Lago Ariranhas	9º 43' 47,5" S, 50º 09' 14,5" O
Lago Volta Grande	9º 47' 18,9" S, 50º 09' 52,6" O

Tabela 2. Lista das espécies de peixes capturadas no Parque Estadual do Cantão. *Espécies capturadas com malhadeiras em pescarias experimentais.

Table 2. List of fish species collected in Parque Estadual do Cantão. *Species caught with gillnets in experimental fisheries.

Lista das espécies de peixes
Rajiformes
Potamotrygonidae
Paratrygon aiereba (Müller & Henle, 1841)
Potamotrygon cf. *motoro* (Müller & Henle, 1841)*
Osteoglossiformes
Araipamidae
Arapaima gigas (Schinz, 1822)*
Osteoglossidae
Osteoglossum bicirrhosum (Cuvier, 1829)*
Clupeiformes
Engraulidae
Anchoviella carrikeri Fowler, 1940
Lycengraulis batesii (Günther, 1868)*
Pristigasteridae
Pellona castelnaeana (Valenciennes, 1847)*
Pristigaster cayanna Cuvier, 1829*
Characiformes
Parodontidae
Apareiodon machrisi Pavanelli & Britski, 2003
Curimatidae
Curimata acutirostris Vari & Reis, 1995*
Curimata inornata Vari, 1989*
Curimatella dorsalis (Eigenmann & Eigenmann, 1889)*
Curimatella immaculata (Fernández-Yépez, 1948)*
Curimatopsis crypticus Vari, 1982
Curimatopsis macrolepis (Steindachner, 1876)
Cyphocharax gouldingi Vari, 1992*
Cyphocharax leucostictus (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
Cyphocharax notatus (Steindachner, 1908)*
Cyphocharax plumbeus (Eigenmann & Eigenmann, 1889)*
Cyphocharax stilbolepis Vari, 1992*
Psectrogaster amazonica Eigenmann & Eigenmann, 1889*
Steindachnerina gracilis Vari & Vari, 1989*
Prochilodontidae
Prochilodus nigricans Agassiz, 1829*
Semaprochilodus brama (Valenciennes, 1850)*
Anostomidae
Anostomoides laticeps (Eigenmann, 1912)*
Anostomus anostomus (Linnaeus, 1758)
Laemolyta fernandezi Myers, 1950*
Laemolyta taeniata (Kner, 1859)*
Leporellus vittatus (Velenciennes, 1850)
Leporinus affinis Günther, 1864*
Leporinus geminis Garavello & Santos, 2009*
Leporinus cylindriformis Borodin, 1929
Leporinus desmotes Fowler, 1914
Leporinus friderici (Bloch, 1794)*
Leporinus julii Santos, Jégu & Lima, 1996
Leporinus trifasciatus Steindachner, 1876*
Leporinus unitaeniatus Garavello & Santos, 2009*
Schizodon vittatus (Valenciennes, 1850)*

Tabela 2. Continuação.

Lista das espécies de peixes
Chilodontidae
Caenotropus labyrinthicus (Kner, 1858)*
Chilodus punctatus Müller & Troschel, 1844
Crenuchidae
Characidium sp. (claro)
Characidium sp. (escuro)
Melanocharacidium cf. auroradiatum Costa & Vicente, 1994
Hemiodontidae
Anodus orinocensis (Steindachner, 1887)*
Argonectes robertsi Langeani, 1999*
Bivibranchia fowleri (Steindachner, 1908)
Bivibranchia velox (Eigenmann & Myers, 1927)
Hemiodus goeldii Steindachner, 1908*
Hemiodus microlepis Kner, 1858*
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)*
Characidae
Agoniates halecinus Müller & Troschel, 1845*
Aphyocharax alburnus (Günther, 1869)
Aphyocharax avary Fowler, 1913
Astyanax sp.*
Astyanax sp. "J"
Brycon falcatus Müller & Troschel, 1844
Brycon gouldingi Lima, 2004*
Brycon aff. pesu Müller & Troschel, 1845
Brycon cf. pesu Müller & Troschel, 1845*
Bryconops aff. affinis (Günther, 1864)*
Bryconops alburnoides Kner, 1858*
Bryconops cf. collettei Chernoff & Machado-Allison, 2005
Bryconops sp.*
Catoprion mento (Cuvier, 1819)*
Chalceus epakros Zanata & Toledo-Piza, 2004*
Charax sp.*
Charax sp. 2
Clupeacharax anchoveoides Pearson, 1924
Creagrutus cracentis Vari & Harold, 2001
Creagrutus menezesi Vari & Harold, 2001
Exodon paradoxus Muller & Troschel, 1844*
Gymnocorymbus thayeri Eigenmann, 1908*
Hemigrammus aff. levis Durbin, 1908
Hemigrammus stictus (Durbin, 1909)
Hemigrammus aff. ocellifer (Steindachner, 1882)
Hemigrammus levis Durbin, 1908
Hemigrammus ocellifer (Steindachner, 1882)
Hemigrammus sp. 2
Hemigrammus sp. 3
Hyphessobrycon sp.
Hyphessobrycon sp. 3
Iguanodectes cf. spilurus (Günther, 1864)
Jupiaba acanthogaster (Eigenmann, 1911)
Jupiaba cf. essequibensis (Eigenmann, 1909)
Jupiaba polylepis (Günther, 1864)
Knodus heteresthes (Eigenmann, 1908)
Knodus sp. "sem mancha"

Lista das espécies de peixes
Metynnis hypsauchen (Müller & Troschel, 1844)*
Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)*
Metynnis maculatus (Kner, 1858) *
Microschemobrycon geisleri Géry, 1973
Microschemobrycon sp. 2
Moenkhausia aff. chrysargyrea (Günther, 1864)*
Moenkhausia aff. collettii (Steindachner, 1882)
Moenkhausia aff. lepidura (Kner, 1858)
Moenkhausia aff. newtoni Travassos, 1964
Moenkhausia cf. ceros Eigenmann, 1908
Moenkhausia cf. lepidura (Kner, 1858)
Moenkhausia cf. oligolepis (Günther, 1864)
Moenkhausia collettii (Steindachner, 1882)
Moenkhausia dichroura (Kner, 1858)*
Moenkhausia gr. lepidura (Kner, 1858)
Moenkhausia gracilima (Eigenmann, 1908)
Moenkhausia grandisquamis (Müller & Troschel, 1845)
Moenkhausia jamesi Eigenmann, 1908
Moenkhausia lepidura (Kner, 1858)
Moenkhausia megalops (Eigenmann, 1907)
Moenkhausia oligolepis (Günther, 1864)
Moenkhausia pyrophthalma Costa, 1994
Moenkhausia sp. "alta"*
*Moenkhausia sp.1**
Moenkhausia sp.2
Myleus setiger Müller & Troschel, 1844*
Myloplus arnoldi Ahl, 1936
Myloplus rubripinnis (Müller & Troschel, 1844)*
Myloplus schomburgki (Jardine & Schomburgk, 1841)*
Myloplus torquatus (Kner, 1858)*
Mylossoma duriventre (Cuvier, 1818)*
Odontostilbe sp.
Parapristella georgiae Géry, 1964
Phenacogaster cf. calverti (Fowler, 1941)
Piaractus brachypomus (Cuvier, 1818)*
Poptella compressa (Günther, 1864)*
Pristobrycon eigenmanni Norman, 1929*
Pygocentrus nattereri Kner, 1858*
Roeboexodon geryi Myers, 1960
Roeboides affinis (Günther, 1868)*
Serrapinnus sp.
Serrasalmus geryi Jégu & Santos, 1988*
Serrasalmus gibbus Castelnau, 1855*
Serrasalmus maculatus Kner, 1858*
Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)*
Tetragonopterus chalceus Spix & Agassiz, 1829*
Thayeria boehlkei Weitzman, 1957
Tometes sp.
Triportheus albus Cope, 1872*
Triportheus auritus (Valenciennes, 1850)*
Triportheus trifurcatus (Castelnau, 1855)*
Acestrorhynchidae
Acestrorhynchus falcirostris (Cuvier, 1819)*
Acestrorhynchus microlepis (Schomburgk, 1841)*

Tabela 2. Continuação.

Lista das espécies de peixes
Cynodontidae
Cynodon gibbus Spix & Agassiz, 1829*
Hydrolycus armatus (Jardine & Schomburgk, 1841)*
Hydrolycus tatauaia Toledo-Pizza, Menezes & Santos, 1999*
Rhaphiodon vulpinus Spix & Agassiz, 1829*
Erythrinidae
Erythrinus erythrinus (Bloch & Schneider, 1801)
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)*
Lebiasinidae
Copella sp.
Pyrrhulina aff. brevis Steindachner, 1876
Ctenolucidae
Boulengerella cuvieri (Agassiz, 1829)*
Boulengerella maculata (Valenciennes, 1850)*
Siluriformes
Cetopsidae
Cetopsis coecutiens(Lichtenstein, 1819)
Aspredinidae
Bunocephalus coracoideus (Cope, 1874)
Trichomycteridae
Haemomaster venezuelae Myers, 1927
Henonemus punctatus (Boulenger, 1887)
Ituglanis cf. amazonicus (Syeincachner, 1882)
Ochmacanthus sp.
Pseudostegophilus sp.
Stegophilus sp. 1
Vandellia sp.
Callichthyidae
Corydoras aff. xinguensis Nijssen, 1972
Hoplosternum litoralle (Hancock, 1828)
Megalechis picta (Müller & Troschel, 1848)
Loricariidae
*Ancistrus sp.**
Baryancistrus niveatus (Castelnau, 1855)
Dekeyseria amazonica Rapp Py-Daniel, 1985*
Farlowella amazona (Günther, 1864)
Hemiodontichthys acipenserinus (Kner, 1853)
Hypoptopoma gulare Cope, 1878*
Hypostomus cf. carinatus (Steindachner, 1881)*
*Hypostomus sp.**
Hypostomus sp. 3*
Leporacanthicus galaxias Isbrücker & Nijssen, 1989
Loricaria sp.
Loricariichthys acutus (Valenciennes, 1836)*
Panaque aff. nigrolineatus (Peters, 1877)
Parancistrus aurantiacus (Castelnau, 1855)
Peckoltia aff. oligospila (Günther, 1864)
Peckoltia aff. vittata (Steindachner, 1881)
Peckoltia sp. (pinta branca)
Pseudoloricaria laeviuscula (Valenciennes, 1840)
Pseudoloricaria sp.
Pterygoplichthys joselimaianus Weber, 1991*
*Rineloricaria sp.**
Squaliforma emarginata (Valenciennes, 1840)*
*Sturisoma sp.**
Pseudopimelodidae
Microglanis sp.
Pseudopimelodus sp.
Heptapteridae
Cetopsorhamdia sp.
Imparfinis sp.
Pimelodella cf. gracilis (Valenciennes, 1835)
*Pimelodella sp.**
Pimelodidae
Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)*
Hypophthalmus marginatus Valenciennes, 1840*
Phractocephalus hemioliopterus (Bloch & Schneider, 1801)*
Pimelodina flavipinnis Steindachner, 1877
Pimelodus cf. blochii Valenciennes, 1840*
Pimelodus ornatus Kner, 1858
Pimelodus tetramerus Ribeiro & Lucena, 2006
Pinirampus pirinampu (Spix & Agassiz, 1829)*
Pseudoplatystoma punctifer (Castelnau, 1855)*
Sorubim lima (Bloch & Schneider, 1801)*
Sorubimichthys planiceps (Spix & Agassiz, 1829)
Doradidae
Amblydoras affinis (Kner, 1855)
Anadoras sp.
Doras zuanoni Sabaj Pérez & Birindelli, 2008*
Hassar orestis (Steindachner, 1875)*
Leptodoras cf. acipenserinus (Günther, 1868)
Leptodoras hasemani (Steindachner, 1915)
Nemadoras sp.
Nemadoras trimaculatus (Boulenger, 1898)*
Oxydoras niger (Valenciennes, 1821)*
Platydoras armatulus (Valenciennes, 1840)*
Pterodoras granulosus (Valenciennes, 1821)
Rhinodoras cf. dorbignyi (Kner, 1855)
Auchenipteridae
Ageneiosus cf. ucayalensis Castelnau, 1855*
Ageneiosus inermis (Linnaeus, 1766)*
Auchenipterichthys coracoideus (Eigenmann & Allen, 1942)*
Auchenipterichthys longimanus (Günther, 1864)
Auchenipterus nuchalis (Spix & Agassiz, 1829)*
Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1758)*
*Tatia sp.**
Tocantinsia piresi (Miranda Ribeiro, 1920)*
*Trachycorystes sp.**
Gymnotiformes
Gymnotidae
Gymnotus carapo Linnaeus, 1758
Sternopygidae
Distocyclus cf. conirostris (Eigenmann & Allen, 1942)
Eigenmannia aff. trilineata López & Castello, 1966
Eigenmannia cf. virescens (Valenciennes, 1842)

Tabela 2. Continuação.

Lista das espécies de peixes
Eigenmannia limbata (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)*
Eigenmannia macrops (Boulenger, 1897)
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)
Sternopygus xingu Albert & Fink, 1996*
Rhamphichthyidae
Gymnorhamphichthys petiti Géry & Vu-Tân-Tuê, 1964
Rhamphichthys marmoratus Castelnau, 1855*
Hypopomidae
Brachyhypopomus brevirostris (Steindachner, 1868)
Brachyhypopomus sp. "base da anal escura"
Apteronotidae
Apteronotus aff. albifrons (Linnaeus, 1766)
Platyurosternarchus cf. macrostomus (Günther, 1870)
Cyprinodontiformes
Rivulidae
Rivulus sp.
Poeciliidae
Pamphorichthys araguaiensis Costa, 1991
Beloniformes
Belonidae
Potamorrhaphis guianensis (Jardine, 1843)
Pseudotylosurus microps (Günther, 1866)
Synbranchiformes
Synbranchidae
Synbranchus sp. 1
Synbranchus sp. 2
Perciformes
Sciaenidae
Pachyurus junki Soares & Casatti, 2000*
Pachyurus paucirastrus Aguilera, 1983
Pachyurus schomburgkii Günther, 1860
Petilipinnis grunniens (Jardine, 1843)*
Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)*
Cichlidae
Apistogramma sp.
Astronotus cf. ocellatus (Agassiz, 1831)*
Biotodoma cupido (Heckel, 1840)*
Caquetaia spectabilis Steindachner, 1875
Chaetobranchus flavescens Heckel, 1840*
Cichla kelberi Kullander & Ferreira, 2006*
Cichla piquiti Kullander & Ferreira, 2006*
Cichlasoma araguaiense Kullander, 1983*
Crenicichla aff. wallacii Regan, 1905
Crenicichla inpa Ploeg, 1991
Crenicichla labrina (Spix & Agassiz, 1831)*
Crenicichla regani Ploeg, 1989
Crenicihla lugubris Heckel, 1840*
Crenicihla reticulata (Heckel, 1840)
Geophagus aff. altifrons Heckel, 1840*
Hypselecara temporalis (Günther, 1862)
Laetacara araguaiae (Costa, 2009)
Mesonauta acora (Castelnau, 1855)*
Retroculus lapidifer (Castelnau, 1855)
Satanoperca jurupari (Heckel, 1840)
*Satanoperca sp.**
Pleuronectiformes
Achiridae
Hypoclinemus mentalis (Günther, 1862)*
Tetraodontiformes
Tetraodontidae
Colomesus asellus (Müller & Troschel, 1849)

Tabela 3. Porcentagem do número de espécies de peixes de cada Ordem capturada por malhadeiras e por todos os outros aparelhos no Parque Estadual do Cantão.

Table 3. Percentage of the number of fish species of each Order captured by gillnets and by all fishing devices in the Parque Estadual do Cantão.

Ordem	Geral	Malhadeiras
Characiformes	52,4	56,5
Siluriformes	26,9	24,8
Perciformes	9,6	10,9
Gymnotiformes	5,2	2,3
Clupeiformes	1,5	2,3
Rajiformes	0,7	0,8
Osteoglossiformes	0,7	1,6
Cyprinodontiformes	0,7	0,0
Beloniformes	0,7	0,0
Synbranchiformes	0,7	0,0
Pleuronectiformes	0,4	0,8
Tetraodontiformes	0,4	0,0
Número de Espécies	271	129

Tabela 4. Número de espécies de peixes registradas para diferentes bacias hidrográficas no Brasil.

Table 4. Number of fish species registered for different basins in Brazil

Rio	N	Fonte
Várzea do rio Amazonas	647	Zuanon et al. 2007
Rio Branco	527	Ferreira et al. 2007
Rio Negro	450	Goulding et al. 1988
Rio Trombetas	342	Ferreira 1993
Rio Jaú	318	J. Zuanon & E. Ferreira pers. obs. pess.
Cantão	**271**	**Esta pesquisa**
Pantanal	269	Britski et al. 2007
Rio Tocantins	217	Santos et al. 2004
Rio Mucajai	126	Ferreira et al. 1988

características ecológicas desta assembleias baseadas nas capturas com malhadeiras estimadas pelo programa Past 2.03 (Hammer et al. 2001).

Ferreira et al. (1988) e Ferreira (1993) apresentam valores médios para o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener para ambientes amazônicos que variam entre 2,18 para o rio Curuá-Uma e 6,18 para o rio Trombetas. Os valores estimados para o PE Cantão situam-se entre estes extremos.

Os valores de Equitabilidade foram considerados elevados, mesmo para padrões amazônicos, e similar àqueles encontrados para o rio Trombetas (Ferreira 1993)

Os resultados das pescarias experimentais com malhadeiras mostraram valores muito elevados de captura por unidade de esforço (CPUE), entre os maiores já registrados para ambientes aquáticos amazônicos (Tabela 7).

A única outra informação disponível para o rio Araguaia é de uma pesquisa realizada em um trecho a montante da ilha do Bananal (Tejerina-Garro et al. 1998), contudo os métodos utilizados foram diferentes do que utilizamos em nosso estudo e os valores encontrados foram metade dos nossos. Também os valores para biomassa encontrados no PE Cantão são maiores que aquele encontrados para maioria de outros locais amostrados na Amazônia, com exceção do Lago do Inácio, um lago de várzea do rio Amazonas próximo a Manaus (Saint-Paul et al. 2000). Assim, o PE Cantão pode ser caracterizado como um local com alta produtividade biológica, especialmente considerando que este é um sistema de águas claras. Levando em consideração esta elevada produtividade e riqueza de espécies podemos também inferir que este ambiente deve estar em bom estado de conservação.

A fauna de peixes encontrada no rio Araguaia revela uma mistura de espécies da planície do rio Amazonas (*Psectrogaster amazonica*, *Serrasalmus maculatus*, *Pygocentrus nattereri*, *Prochilodus nigricans*, *Mylossoma duriventre*, *Leporinus trifasciatus*, *Pterodoras granulosus*, *Hypselecara temporalis*), e de alguns tributários do baixo rio Amazonas (*Semaprochilodus brama*, *Retroculus lapidifer*, *Schizodon vittatus*), com outras espécies típicas da bacia do rio Tocantins (*Brycon gouldingi*, *Leporinus affinis*, *Serrasalmus gibbus*, *S. geryi*, *Triportheus trifurcatus*, *Curimata acutirostris*, *Steindachnerina gracilis*, *Cichla kelberi*, *Cichla piquiti*, *Cichlasoma araguaiense)*. Também espécies dos escudos do Brasil Central e das Guianas foram encontradas (*Exodon paradoxus*, *Roeboexodon geryi*, *Bivibranchia velox*, *Baryancistrus niveatus*, *Laemolyta fernandezi*, *Leporellus vittatus*, *Leporinus julii*, *L. desmotes*). Assim a ictiofauna do PE Cantão parece ser a soma de uma variedade de espécies de vários rios e sistemas, resultando em uma combinação peculiar com alta abundância e riqueza de espécies.

Tabela 5. Número total de espécies estimado pelo método JackKnife.
Table 5. Total number of species estimated by Jackknife.

Chao 2:	140,521	Chao 2 variance:	1,04348
Jackknife 1:	147	-	
Jackknife 2:	151,333	-	
Bootstrap:	138,113	-	

Tabela 6. Índices ecológicos calculados para as capturas com malhadeiras nos 4 lagos do PE Cantão.
Table 6. Ecological indexes calculated for the gillnets catches in four lakes of the PE Cantão.

	Ariranha	**Naru**	**Paredão**	**Volta**	**Total**
Riqueza S	100	88	97	92	129
Exemplares	1828	2353	3522	1707	9410
Dominância D	0,04927	0,1641	0,1002	0,05735	0,05192
Shannon H	3,642	2,934	3,009	3,494	3,598
Evenness	0,9507	0,8359	0,8998	0,9427	0,9481
Equitabilidade	0,3816	0,2136	0,2089	0,3579	0,2831

Tabela 7. Valores da Captura por Unidade de Esforço (CPUE) para pescarias experimentais com malhadeiras para alguns rios e lagos na região amazônica. - = não disponível
Table 7. Values of Capture per Unit of Effort (CPUE) for the experimental fisheries with gillnets for some rivers and lakes in Amazon region. - = *not available*

Local	**CPUE (m^2/24 horas)**		**Fonte**
	Biomassa (g)	**Exemplares**	
Lago do Inácio	190,00	-	Saint-Paul et al. 2000
PE Cantão	**181,40**	**1,59**	**Este artigo**
Rio Trombetas	128,38	0,58	Ferreira 1995
Rio Tocantins	114,00	-	Merona 1986/87
Rio Mucajaí	89,65	0,43	Ferreira et al. 1988
Rio Uatumã	72,80	-	Ferreira et al. 1988
Rio Jaú	46,70	0,54	J. Zuanon & E. Ferreira obs. pessoal
Lago do Prato	41,00	-	Saint-Paul et al. 2000
Rio Miuá (Rio Negro)	26,88	-	J. Zuanon & E. Ferreira obs. pessoal

Conclusão

Nossos resultados mostraram que o PE Cantão é uma área com alta diversidade de espécies de peixes, e que as assembleias ainda estão bem preservadas, como indicado pelos valores de CPUE. A existência e manutenção deste Parque é de alto interesse para a preservação da ictiofauna do rio Araguaia.

Agradecimentos

Nós gostaríamos de agradecer à SEPLAN e a Naturatins órgãos do governo do Estado do Tocantins, e a Sra. Angélica Beatriz Gonçlaves pelo apoio durante as coletas.

Referências Bibliográficas

BRITSKI, H.A., SILIMON, K.Z. S. & LOPES, B.S. 2007. Peixes do Pantanal - Manual de identificação. 2nd ed. Embrapa, Brasília, 227 p.

FERREIRA, E.J.G. 1993. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. Acta Amazon. 23(1-4; supl.):1-88.

FERREIRA, E.J.G., SANTOS, G.M. & JEGU, M. 1988. Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucajaí, na área da ilha Paredão, Roraima, Brasil. Amazoniana 10(3):339-352.

FERREIRA, E., ZUANON, J., FORSBERG, B., GOULDING, M. & BRIGLIA-FERREIRA, S.R. 2007. Rio Branco. Peixe, ecologia e conservação de Roraima. Amazon Conservation Association (ACA)/ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Sociedade Civil Mamirauá, Lima, 201 p.

GOULDING, M., CARVALHO, M.L. & FERREIRA, E.G. 1988. Rio Negro: Rich Life in Poor Water. Amazonian Diversity and Food Chain Ecology as Seen through Fish Communities. SPB Academic Publishing, 200 p.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Palaeontol. Electronica 4(11):1-9.

MERONA, B. 1987. Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. Acta Amazon., 16/17(n. único):109-124.

ROBERTS, T.R. 1972. Ecology of fishes in the Amazon and Congo Basins. Bull. Mus. Comp. Zool., 143(2):117-147.

SAINT-PAUL, U., ZUANON, J., VILLACORTA CORREA, M.A., GARCIA, M., FABRÉ, N.N., BERGER, U. & JUNK, W.J. 2000. Fish communities in central Amazonian white and blackwater floodplains. Env. Biol. Fishes, 57:235-250. http://dx.doi.org/10.1023/A:1007699130333

SANTOS, G. M., MERONA, B., JURAS, A.A. & JÉGU, M. 2004. Peixes do Baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. Eletronorte, Brasília, 216 p.

ZUANON, J., RAPP PY-DANIEL, L.H., FERREIRA, E.J.G., CLARO JUNIOR, L.H. & MENDONÇA, F.P. 2007. Padrões de distribuição da ictiofauna na várzea do sistema Solimões-Amazonas, entre Tabatinga (AM) e Santana (AP). In Conservação da Várzea. Identificação e caracterização de regiões biogeográficas. (A.L. Albernaz, Org.). Ibama/ Provárzea. Manaus, 237-285.

Recebido em 22/10/2010
Versão reformulada recebida em 15/02/2011
Publicado em 06/05/2011

Association of the borer *Spermophthorus apuleiae* (Coleoptera; Curculionidae; Scolytinae) with the "pau-ferro" tree *Caesalpinia ferrea* (Leguminosae)

***Lincoln Suesdek*[1,2,4] *& Flávio Cesar Thadeo Lima*[3]**

[1]*Laboratório de Parasitologia, Instituto Butantan,*
Av. Vital Brazil, 1500, CEP 05503-900, São Paulo, SP, Brazil
[2]*Instituto de Ciências Biomédicas, Biologia da Relação Patógeno-Hospedeiro,*
Universidade de São Paulo – USP, CEP 05508-900, São Paulo, SP, Brazil
[3]*Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo – USP, CP 42494, CEP 04299-970,*
São Paulo, SP, Brazil, e-mail: fctlima@usp.br
[4]*Corresponding author: Lincoln Suesdek, e-mail: linrocha@butantan.gov.br*

SUESDEK, L. & LIMA, F.C.T. **Association of the borer *Spermophthorus apuleiae* (Coleoptera; Curculionidae; Scolytinae) with the "pau-ferro" tree *Caesalpinia ferrea* (Leguminosae)**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn00211022011.

Abstract: The weevil subfamily Scolytinae includes beetles which may feed on the bark, trunk or roots of both live and dead trees and are sometimes considered forest and silvicultural pests. Less frequently, some species feed on seeds and may be cause economic losses when associated to plant cultivars. *Spermophthorus apuleiae* Costa-Lima is a Neotropical Scolytinae formerly recorded to be "associated" with seeds of *Caesalpinia ferrea* var. *leiostachya* Benth, a Brazilian tree popularly known in Portuguese as "pau-ferro". Hitherto, it was not clear whether these beetles actually feed on the seeds of that plant. In order to investigate the ability of *S. apuleiae* to feed on seeds of "pau-ferro", observations were done and colonies of these beetles were established. Both in the field and in captivity the beetles were not observed feeding on the seeds. Even when beetles were exposed to seeds as the only source of food they were incapable of boring or eating the seeds and died. Our data therefore suggest that *S. apuleiae* is a frugivorous species which peculiarly does not eat seeds of "pau-ferro".
Keywords: *beetle, herbivory, seed, neotropical region.*

SUESDEK, L. & LIMA, F.C.T. **Associação do besouro *Spermophthorus apuleiae* (Coleoptera; Curculionidae; Scolytinae) com a árvore "pau-ferro" *Caesalpinia ferrea* (Leguminosae)**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn00211022011.

Resumo: Besouros da subfamília Scolytinae são por vezes considerados como pragas silviculturais e florestais devido ao hábito de alimentar-se de sementes, cascas, troncos e raízes de plantas. Algumas espécies se alimentam de sementes e podem causar danos econômicos quando associadas a cultivares vegetais. *Spermophthorus apuleiae* Costa-Lima é um escolitídeo neotropical originalmente registrado como "associado" a sementes de *Caesalpinia ferrea* var. *leiostachya* Benth, uma árvore brasileira popularmente conhecida como "pau-ferro". Até o momento, não estava claro se esses besouros realmente se alimentam das sementes dessa planta. Para investigar a habilidade de *S. apuleiae* alimentar-se de sementes de "pau-ferro", observações e colônias desses besouros foram estabelecidos. Tanto em campo como em cativeiro, os besouros não foram observados comendo sementes. Besouros expostos a sementes como a única fonte de alimento foram incapazes de perfurar ou comer as sementes e morreram. Os dados sugerem que *S. apuleiae* é uma espécie frugívora que peculiarmente não se alimenta de sementes de "pau-ferro".
Palavras-chave: *besouro, herbivoria, semente, região neotropical.*

Introduction

Beetles of the weevil subfamily Scolytinae are usually known to feed on the bark, trunk or roots of live and dead trees and occasionally seeds. Although most species are decomposers of dead wood, some species are considered to be agricultural or tree orchards pests (Costa-Lima 1956, Rudinsky 1962, Paine et al. 1997, Flechtmann et al. 2001, Wood 2007). The seed borer species are potential pest species since they reduce the number of viable seeds (Costa-Lima 1956, Nakagawa et al. 2003).

Among the examples of seed feeding species, one may cite the coffee berry borer *Hypothenemus hampei* (Ferrari) that has its entire life cycle inside the coffee fruit Lima et al., 2003), and the date stone beetle, *Coccotrypes dactyliperda* Fabricius, which is a primary pest of green unripe fruits of date palms (Blumberg & Kehat, 1982).

Spermophthorus apuleiae Costa-Lima is a Neotropical species which was formerly recorded by Costa-Lima (1956) to have the tree *Caesalpinia ferrea* var. *leiostachya* Ducke as a host. This is a Brazilian tree popularly known in Portuguese as "pau-ferro" which means literally "iron wood", regarding the extreme hardness of its wood. "Pau-ferro" trees have suffered a dramatic reduction of its original geographical distribution due to urbanization in Brazil (Lorenzi 1992). Therefore, knowledge on herbivorous insects which could affect the number of its viable seeds should be considered a central issue.

Costa-Lima (1956) briefly mentioned that *S. apuleiae* "occur in seeds" but did not state clearly whether they actually feed on the seeds of "pau-ferro". In addition, the general biology of this beetle is very poorly known and no information about it has been published since Costa-Lima's paper (1956). In order to investigate the behavior of this species and its capacity for damaging seeds of "pau-ferro", observations were made in the forest and foraging experiments were constructed to test this hypothesis.

Material and Methods

Fruits of *C. ferrea* var. *leiostachya* infested with *S. apuleiae* were collected in four localities in Brazil, three in São Paulo State (cities of São Paulo, Ribeirão Preto and Piracicaba, at their respective *campi* of São Paulo State University) and one in Espírito Santo State (city of Vitória, at the *campus* of Federal University). These localities are large suburban parks where "pau-ferro" occurs sub-spontaneously. Mature fresh infested fruits were found either on the trees or fallen on the soil and were recognised by the presence of ~2 mm diameter holes bored by *S. apuleiae* (Figure 1). The beetles were removed from the fruits, identified to species and preserved in 70% ethanol. Voucher specimens from all localities were deposited in the entomological collection of Universidade Estadual Paulista (FEIS/UNESP), city of Ilha Solteira, State of São Paulo, Brazil.

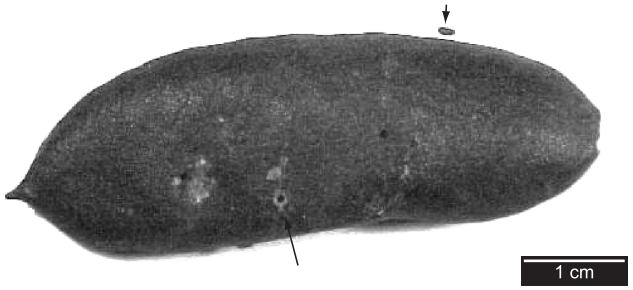


Figure 1. Mature fruit *C. ferrea* var. *leiostachya* bored by *S. apuleiae*. Long arrow indicates a hole made by the beetle. Short arrow indicates an adult of *S. apuleiae*. Scale bar = 1 cm.

Figura 1. Fruto maduro de *C. ferrea* var. *leiostachya* perfurado por *S. apuleiae*. Seta longa indica perfuração feita pelo besouro. Seta curta indica um adulto de *S. apuleiae*. Barra de escala = 1 cm.

Some infested fruits of "pau-ferro" from São Paulo city were brought to the laboratory where *S. apuleiae* colonies were maintained in captivity inside their original fruits for nine months. Three fruits were placed in each of ten isolated glass boxes. Water was sprayed onto the fruits once a week.

In order to determine the capacity of the beetles to eat the entire fruit including the seeds, in five boxes the beetles were kept in their original fruits and were subjected to food limitation, so that no new fruits or other food source were offered. As a positive control for the procedure of limitation of food, new non-infested fruits were added to the remaining five boxes, one fruit per box each two weeks. Eight weeks later, the new fruits were open to investigate the presence of beetles and the extent of herbivory. All fruits were kept inside the boxes till the end of the experiments. Nine months later, at the end of the experiments, all fruits were opened and the extent of damage was observed. The number of live beetles and larvae inside fruits were also counted.

To test the capacity of the individuals to infest seeds in the absence of other source of food, 20 adults (from freshly collected fruits) were transferred together to one new box containing seeds as the only source of food. As a positive control for the transfer procedure, another sample of twenty adults was transferred together to one new box containing three non-infested fruits, which were opened four weeks later.

Results

All localities sampled revealed fruits of *C. ferrea* var. *leiostachya* infested only with beetles determined as *S. apuleiae*. In the field, larvae and adults bored tunnels and fed predominantly on fruits mesocarp and rarely on exocarp, but not on the seeds.

Regarding the five boxes with new fruits, all of them had been infested at the end of the experiment. The fruits from the first 12 weeks were abandoned by the beetles after its mesocarp had been approximately 50% eaten. Fruits added after the 14th week had its mesocarp eaten less than 50% and resulted in about 5-14 living adults and 8-10 living larvae per fruit. The seeds remained intact and about 50-60 adults (from all fruits) were found dead on the bottom of each box.

Concerning the five boxes without new fruits, about 40 dead adults were observed in each box, most of them on the bottom of the boxes. Mesocarp of the fruits had been approximately 90% eaten, the seeds were not bored or eaten, and no living individuals were seen.

The sample of 20 adults exposed to seeds as the only source of food, died within six weeks without harming the seeds. The 20 adults transferred to fruits as a control managed to enter through the exocarp and four weeks later some larvae were detected inside the fruits.

Discussion

In general, *S. apuleiae* consumed about 50% or more of the fruit mesocarp and even more when food is restricted, and did not feed on seeds even when these were the only source of food. These results suggest that this insect is not a seed beetle, but rather a fruit feeding species. Beetles were not seen in tree pods, but even though we could not state with assurance if *S. apuleieae* does not feed on those tissues. Seeds of family Leguminosae are usually chemically protected against herbivory and this feature represents a barrier to most insects (Wink & Mohamed 2003). However there are some records of beetles which bore legume seeds (Johnson & Lewis 1993), as far as we know, there are no Scolytinae among them.

Most scolytins breed on wood and some species feed on fruits including the seeds, as for example *H. hampei* and some species of palm borers of the genera *Coccotrypes* and *Xyleborus* (Lima et al. 2003, Pizo et al. 2006, Blumberg & Kehat 1982). In those examples, reproduction of the plant is jeopardized and, in the particular case of the palm *Euterpe oleracea* Martius, germination of its seeds may be 80% diminished by the presence of *Xyleborus ferrugineus* (Fabricius) as reported by Zorzenon & Bergmann (1995). The frugivory reported here appear to be distinctive among Scolytinae because the beetle feed largely on fruit without damaging the seeds.

Although seeds were not injured, we still do not know whether seeds viability was indirectly affected by the activity of the beetles. According to Biruel et al. (2007), germination of seeds of *C. ferrea* is higher when seeds remain protected from daily weather changes inside the indehiscent fruits for at least eight months. If fruit tunnels made by *S. apuleiae* lead to a precocious exposure of seeds external conditions (rainfall, temperature, etc.), we could imagine that germination would be diminished. In another hypothesis, since scarification is not obligatory for breaking seed dormancy (Crepaldi et al. 1998), tunnels made by these beetles could allow a more rapid hydration of seeds and occasionally favor germination. Further studies will be necessary to test if any influence of *S. apuleiae* on seed germination actually exists. Although this is a preliminary study, present results and interpretations bring light to the little knowledge on both the tree *C. ferrea* var. *leiostachya*, a tree which has had a geographical distribution severely diminished in Brazil, and the beetle *S. apuleiae*.

Acknowledgements

We thank Dr. Carlos A. H. Flechtmann and Dr. Sergio A. Vanin for identification of several specimens. We also thank Mr. Luiz Leôncio Lorenzoni for collecting fruits in the city of Vitória, State of Espírito Santo.

References

BIRUEL, R.P., AGUIAR, I.B. & PAULA, R.C. 2007. Germinação de sementes de pau-ferro submetidas a diferentes condições de armazenamento, escarificação química, temperatura e luz. Rev. Bras. de Sementes. 29(3):134-141.

BLUMBERG, D. & KEHAT, M. 1982. Biological studies of the date stone beetle, Coccotrypes dactyliperda, Phytoparasitica. 10(2):73-78. http://dx.doi.org/10.1007/BF02981129

CREPALDI, I.C., SANTANA, J.R.F. & LIMA, P.B. 1998. Quebra de dormência de sementes de pau-ferro (*Caesalpinia ferrea* Mart. ex Tul. - Leguminosae, Caesalpinioideae). Sitientibus. 18:19-29.

COSTA-LIMA, A.M. 1956. Insetos do Brasil: Coleópteros. Escola Nacional de Agronomia, Rio de Janeiro. 10° Tomo. cap. 29, 4 pt.

FLECHTMANN, C.A.H., OTTATI, A.L.T. & BERISFORD, C.W. 2001. Ambrosia and bark beetles (Scolytidae : Coleoptera) in pine and eucalypt stands in southern Brazil. Forest. Ecol. Manag. 142:183-191. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00349-2

JOHNSON, C.D. & LEWIS, G.P. 1993. New host records for *Stator sordidus* and *S. limbatus* (Coleoptera: Bruchidae) with comments on bruchid feeding guilds. Coleopt. Bull. 47:246-248.

LIMA, E.R., AMBROGI, B.G., COSTA, F.G. & SARAIVA, R.M. 2003. Emprego de semioquímicos no manejo de pragas do café. In: Produção integrada de café (L. Zambolim, ed.). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, p. 47-66.

LORENZI, H. 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa. v. 1.

NAKAGAWA, M., ITIOKA, T., MOMOSE, K., YUMOTO, T., KOMAI, F., MORIMOTO, K., JORDAL, B.H., KATO, M., KALIANG, H., HAMID, A.A., INOUE, T. & NAKASHIZUKA, T. 2003. Resource use of insect seed predators during general flowering and seeding events in a Bornean dipterocarp rain forest. B. Entomol. Res. 93:455-466. http://dx.doi.org/10.1079/BER2003257

PAINE, T.D., RAFFA K.F. & HARRINGTON, T.C. 1997. Interactions between scolytid bark beetles, their associated fungi and live host conifers. Ann. Rev. Entomol. 42:179-206. PMid:15012312. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.42.1.179

PIZO, M.A., ALLMEN, C.V. & MORELLATO, L.P.C. 2006. Seed size variation in the palm *Euterpe edulis* and the effects of seed predators on germination and seedling survival. Acta Oecologica. 29(3):311-315. http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2005.11.011

RUDINSKY, J.A. 1962. Ecology of Scolytidae. Ann. Rev. Entomol. 7:327-348. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.en.07.010162.001551

WOOD, S.L. 2007. The Bark and Ambrosia Beetles of South America (Coleoptera: Scolytidae). Brigham Young University, Provo.

WINK, M. & MOHAMED, G.I.A. 2003. Evolution of chemical defense traits in the Leguminosae: mapping of distribution patterns of secondary metabolites on a molecular phylogeny inferred from nucleotide sequences of the *rbc*L gene. Biochem. System. Ecol. 31:897-917. http://dx.doi.org/10.1016/S0305-1978(03)00085-1

ZORZENON, F.J. & BERGMANN, E.C. 1995. Ocorrência de *Xyleborus ferrugineus* (Fabricius, 1801) (Coleoptera: Scolytidae) em frutos e sementes de duas Espécies do gênero *Euterpe*. Rev. de Agricultura. 70:17-20.

Received 12/03/2010
Revised 04/03/2011
Accepted 01/04/2011

Distribution of *Oecomys catherinae* Thomas, 1909 (Rodentia: Cricetidae) in northeastern Brazil with karyotypical and morphometrical notes

Paulo Henrique Asfora[1,4], Alexandre Ramlo Torre Palma[2], Diego Astúa[3] & Lena Geise[1]

[1]Departamento de Zoologia, Laboratório de Mastozoologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rua São Francisco Xavier 524, CEP 20550-013, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[2]Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba – UFPB, Castelo Branco, João Pessoa, PB, Brazil
[3]Departamento de Zoologia, Laboratório de Mastozoologia, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Av. Prof. Moraes Rego s/n, CEP 50670-420, Cidade Universitária, Recife, PE, Brazil
[4]Corresponding author e-mail: Paulo Henrique Asfora, E-mail: paulo.asfora@gmail.com

ASFORA P.H., PALMA A.R.T., ASTÚA D. & GEISE L. **Distribution of *Oecomys catherinae* Thomas, 1909 (Rodentia: Cricetidae) in northeastern Brazil with karyotypical and morphometrical notes.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn00811022011

Abstract: The genus *Oecomys* Thomas, 1906 is currently composed of 16 species with unclear taxonomy and poorly known geographic limits. *O. catherinae* Thomas, 1909 is known to occur within the Brazilian Atlantic Forest from the states of Santa Catarina to Pernambuco (where the northernmost previously known specimen of *Oecomys* in the Atlantic forest was recorded), and along riverine forest into the Cerrado. To gain a greater understanding of its geographical and ecological distribution (mainly in Northeastern Brazil) and of its taxonomic characterization, we provide a short review of karyotypical and morphometrical data from specimens collected within the distribution range of the species. Specimens presented 2n = 60 and AN varying between 62 and 64. A table with external and cranial measurements of the analyzed specimens is provided. In this paper we also report the presence of *O. catherinae* in the semi-deciduous forests of the state of Paraíba, representing the northernmost records of the species in the Atlantic forest and thereby extending its known geographical limits.
Keywords: *small mammals, new register, Sigmodontinae, cytogenetic, morphometrics.*

ASFORA P.H., PALMA A.R.T., ASTÚA D. & GEISE L. **Distribuição de *Oecomys catherinae* Thomas, 1909 (Rodentia: Cricetidae) no nordeste do Brasil com notas morfométricas e cariotípicas.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn00811022011

Resumo: *Oecomys* Thomas, 1906 é um gênero atualmente composto por 16 espécies reconhecidas que apresentam taxonomia e distribuições geográficas ainda incertas. *O. catherinae* Thomas, 1906 é a espécie que ocorre ao longo da Floresta Atlântica brasileira dos estados de Santa Catarina a Pernambuco, onde se encontra o registro prévio mais ao norte para *Oecomys* na Floresta Atlântica, e ao longo de florestas de galeria no Cerrado. Pretendendo esclarecer aspectos relacionados à distribuição geográfica e ecológica de *O. catherinae*, com ênfase na região nordeste do Brasil, e auxiliar na sua caracterização taxonômica, fornecemos um breve resumo de dados morfométricos e cariotípicos de indivíduos coletados em diversos trabalhos ao longo da área de ocorrência da espécie. Os espécimens apresentaram 2n = 60 e NA variando entre 62 e 64. Uma tabela de medidas corporais externas e cranianas dos indivíduos analisados é fornecida. Também registramos pela primeira vez a presença de *O. catherinae* nas florestas semi-deciduais do estado da Paraíba, sendo atualmente os registros mais ao norte da espécie na Floresta Atlântica, estendendo os limites geográficos conhecidos para a espécie.
Palavras-chave: *pequenos mamíferos, novo registro, Sigmodontinae, citogenética, morfometria.*

Introduction

The genus *Oecomys* Thomas, 1906 is currently composed of 16 species that present an unclear taxonomy and geographic distribution (Musser & Carleton 2005), 12 of which occur in Brazil: *O. auyentepui* Tate, 1939, *O. bicolor* (Tomes, 1860), *O. catherinae* Thomas, 1909, *O. cleberi* Locks, 1981, *O. concolor* (Wagner, 1845), *O. marmorae* (Thomas, 1906), *O. paricola* (Thomas, 1904), *O. rex* Thomas, 1910, *O. roberti* (Thomas, 1904), *O. rutilus* Anthony, 1921, *O. superans* Thomas, 1911 and *O. trinitatis* (J. A. Allen and Chapman, 1893) (see Bonvicino et al. 2008).

Hershkovitz (1960) considered all known *Oecomys* taxa as junior synonymous of two species, *O. concolor* (the large-bodied species) or *O. bicolor* (the small-bodied species). Some papers then refer to *Oecomys* specimens recorded in the Brazilian Atlantic Forest and Cerrado as *O. concolor* or *O.* group *concolor* (Andrades-Miranda et al. 2001, Andrade & Bonvicino 2003). Langguth et al. (2005) state that the specimens of *Oecomys* from the state of Pernambuco differ from *O. concolor* and refer to *O. bahiensis* (Hershkovitz, 1960) and could be co-specific with the animals sharing the same karyotype recorded further south in the Atlantic Forest, a diploid number (2n) of 60 and an autosomal number (AN) of 62, still called *O. concolor* in Langguth et al. (2005). Musser & Carleton (2005) treat *O. bahiensis* as a junior synonym of *O. catherinae*. So, for the purpose of this paper we considered the specimens of *O. bahiensis* and the specimens of *Oecomys* group *concolor* having a diploid number (2n) of 60 and an autosomal number (AN) of 62 as a synonym of *O. catherinae*

Cytogenetic analyses performed on several species of *Oecomys* suggest that this genus presents a karyotypical diversification with a diploid number ranging from 58 to 86, yet some species within this genus present the same diploid number, being differentiated by their autosomal number (see Langguth et al. 2005), (Table 1, for a comprehensive review). Thus, karyotypes can be helpful in revealing the genetic diversity in the genus (Langguth et al. 2005).

According to Musser & Carleton (2005), *O. catherinae* occurs in the Brazilian Atlantic Forest, from the states of Santa Catarina to Bahia and along riverine forest into the Cerrado and Caatinga regions, with poorly documented limits. Bonvicino et al. (2008) state that *O. catherinae* occurs from the states of Santa Catarina to Paraíba, citing Costa et al. (2004) – a paper not listed in their references section. In fact, Bonvicino et al. (2008) were referring to Costa et al. (2008), which states that *O. catherinae* occurs from the states of Santa Catarina to Bahia, and there are no records of the species in Paraíba (C.R. Bonvicino, personal communication). No other reference to the occurrence of *O. catherinae* in Paraíba state was found in the literature or in the collections of the Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro (MN), Museu de Zoologia da USP (MZUSP), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) or the Universidade Federal da Paraíba (UFPB) nor in any collection integrating the Species Link (http://www.splink.org.br) or MaNIS network (http://manisnet.org).

Therefore, the northernmost previously known recorded specimen of *Oecomys* in the Atlantic Forest was collected at Camaragibe, 6 km NE of São Lourenço da Mata (08° 00' 00" S 35° 03' 00" O), in a remnant of the Atlantic Forest of Pernambuco (Oliveira & Langguth 2004, Langguth et al. 2005).

We report here the presence of *Oecomys catherinae* (Figure 1) in two different localities in the state of Paraíba, Brazil, extending its known distribution in the northeastern Atlantic Forest further north and adding new ecological data about the species. We also present a short review of distributional, morphometrical, and karyological data, and give details on chromosomal variation in the autosomal number from individuals collected across the species distribution range.

Material and Methods

Trapping was carried out at two localities in the state of Paraíba. The first locality is Reserva Biológica Guaribas (06° 44' 59" S, 41° 07' 11" W), within the municipalities of Mamanguape and Rio Tinto. This reserve encompasses three non-contiguous areas: SEMA I (3016 ha), SEMA II (673 ha) and SEMA III (338 ha). The average annual rainfall is 1386 mm/year, with a dry season lasting from September to February (CPTEC/INPE 2009) and average annual temperature 25.5 °C (Hijmans et al. 2005). The vegetation of Reserva Biológica Guaribas is a mosaic of semi-deciduous forests located in valleys, and savannas with sandy soils on the tops of hills (" tabuleiros" vegetation) (Instituto..., 1993, Rodrigues and Silva et al. 2000). The second locality is Usina São João (07° 06' 56" S, 35° 04' 47" W), in the municipality of Cruz do Espírito Santo, with almost 700 ha of forest fragments. The average annual rainfall is 1294 mm/year (Instituto..., 2009) and average annual temperature is 25.0 °C (Hijmans et al. 2005). The vegetation at Usina São João is also a mosaic of savanna and semi-deciduous forest (Instituto..., 1993), similar to Reserva Biológica Guaribas. Both sites are included in the Pernambuco Interior Forests ecoregion of the Brazilian Atlantic Forest (Olson et al. 2001).

Three trapping trips in Reserva Biológica Guaribas were carried out, in March 2008, September 2008 and May 2009, lasting 11, 8 and 5 consecutive nights, respectively, totaling 2,978 trap-nights. Two semi-deciduous forest sites and one savanna (Tabuleiro) site were sampled on each field trip. Two trapping trips were carried out in Usina São João, in January and October 2009, lasting 5 consecutive nights each, totaling 1,757 trap-nights. In this locality, one trap line was set in a semi-deciduous forest area (Figure 2), one in the Tabuleiro Forest (low forest on sandy soil), and a third at a Tabuleiro dense savanna site.

Live-traps (Sherman© of three different sizes: height: 10/7.5/10 cm, width: 8/9/11 cm, depth: 30.5/23/38 cm and Tomahawk© height: 15 cm, width: 14 cm, depth: 41 cm) were



Figure 1. Individual of *Oecomys catherinae* (UFPE1890) trapped in Guaribas Biological Reserve. Juvenile male. Photo by Paulo Asfora.

Figura 1. Indivíduo de *Oecomys catherinae* (UFPE1890) capturado na Reserva Biológica Guaribas. Macho jovem. Foto: Paulo Asfora.

distributed in points along linear transects formed by 30 trap stations, each 10 m apart from the next. At each station two traps were set; one on the ground and another fixed on tree branches about 2 m above the ground. Traps were baited with a mix of pineapple, banana, sardines, peanut butter and corn flower and were rebaited every other day.

All trapped animals were sexed, measured, weighed, and karyotyped in the field. Specimens were identified to species level by comparison of morphological characters (skin and skull) with descriptions in the literature (Langguth et al. 2005, Bonvicino et al. 2008) and karyological analysis (Andrade & Bonvicino 2003, Langguth et al. 2005). Voucher specimens from the state of Paraíba were collected under IBAMA/ICMBio licenses #11633-2 and # 14734-1, and are currently housed at the Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Pernambuco.

Chromosomes in metaphases from our collected individuals were obtained with in vitro culture (culture of bone marrow grown in Dulbecco´s MEM with 10% fetal bovine serum and colchicine). Conventional coloration with Giemsa 5% was used to count diploid (2n) and autosomal numbers (AN, excluding sexual chromosomes) and to observe variation in chromosome morphology. This analysis was carried out using an optic photomicroscope (Hund Wetzlar – H500 LL HP100). We also summarize karyotipycal data of *O. catherinae* recorded across the species distribution found in the literature and from our unpublished data to present a review of the actual karyotypical data of the species.

For morphometric analysis we examined specimens of *O. catherinae* currently housed in MN, UFPE and UFPB as well as individuals collected by us in many localities (Appendix I) during this and previous trips. Following Geise et al. (2008), 20 cranial measurements were obtained with a digital caliper: condylo-incisive length (CIL), breadth of occipital condyles (BOC), length of diastema (LD), length of palatal bridge (LPB), length (LIF) and breadth (BIF) of incisive foramina, length of the maxillary molar row (LM), breadth of M1 (BM1), breadth between the first molars, including both teeth (M1M1), bullar length (BL), height of skull (HS), length of the rostrum (LR), rostrum width (RW), least interorbital length (LIB), internal orbital length (IOL), zygomatic breadth (ZB), breadth of the braincase (BB), breadth of the zygomatic plate (BZP), mandible height (MH) and length (ML). Additionally, head-and-body length (HBL), tail length (TL), Hindfoot length (HF), Ear length (E) and body weight (W) were also analyzed. We performed descriptive statistic analyses of the external and cranial measurements of these specimens including a *t*-test to detect sexual dimorphism. Age classes were determined according to molar teeth wear (Cerqueira et al. 1989); only adult specimens were included in statistical analyses.

Results and Discussion

We collected 46 individuals of six marsupial species – *Caluromys philander* Linnaeus, 1758 (n = 2)*, Didelphis albiventris* Lund, 1840 (n = 5), *Marmosa murina* Linnaeus, 1758 (n = 9), *Micoureus demerarae* Thomas, 1905 (n = 10)*, Monodelphis domestica* Wagner, 1842 (N = 2) and four rodent species – *Akodon cursor* Winge, 1887 (n = 12)*, Necromys lasiurus* Lund, 1840 (n = 1)*, Oecomys catherinae* (n = 4) and *Oligoryzomys* sp. (n = 1).

Two specimens of *O. catherinae* were trapped in SEMA III, in Reserva Biológica Guaribas, a forest fragment that includes well-preserved late secondary semi-deciduous forest in a natural regeneration process of nearly 60 years (unpublished data). The first specimen was a young male (age class 2) trapped in March 2008 (museum number UFPE1890) and the second specimen was an adult male (museum number UFPE 1889, age class 3) trapped in September 2008. Another two specimens were trapped in October 2009 in Mata do Açude (semi-deciduous forest trap-line), in Usina São João (Figure 2); a male (museum number UFPE1896) and a female (museum number UFPE1897), both adults (age class 4). All were trapped in Sherman® traps set on tree branches at about 2 m off the ground.

These records show the occurrence of *O. catherinae* in the Atlantic Forest of the state of Paraíba, Brazil, representing the northernmost occurrence of the species and extending its distribution one degree of latitude and 122 km north of the previously known northernmost locality (Langguth et al. 2005). These records also represent an extension of the known ecological limits in northeastern Brazil beyond the coastal rainforests of the state of Pernambuco, in the Pernambuco Coastal Forests ecoregion, into the semi-deciduous forests of the state of Paraíba, part of the Pernambuco Interior Forests ecoregion (Olson et al. 2001) (see Table 1). These new records also place the distributional limits of *O. catherinae* very close to the northernmost limit of the Brazilian Atlantic Forest, just 110 km further north near the city of Natal (Instituto..., 1993). The records at Guaribas also lie very close (9 km) to the border between the Atlantic Forest and the semi-arid Caatinga shrublands (Instituto..., 1993) (Figure 3).

With these new records we suggest that the distribution limits of *O. catherinae* north from São Francisco river actually reach still further northward and further inland than previously recorded and may closely follow the limits of the Atlantic Forest. No *O. catherinae* specimens were recorded in the few studies including the " brejos úmidos" (Oliveira & Langguth, 2004; Souza et al. 2004), which are forest enclaves on mesic ridges amidst semi-arid Caatinga.

In the Brazilian Atlantic Forest we found individuals identified as *O. catherinae* occurring from Joinville, in the state of Santa Catarina, the type locality (Cherem et al. 2004, Carleton et al. 2009), to the state of Espírito Santo (Pinto et al. 2009a, b). However, although Musser & Carleton (2005) and Costa et al. (2008) state that *O. catherinae* occurs from the states of Santa Catarina to Bahia, the only register of



Figure 2. Photo of Mata do Açude in Usina São João representing the vegetation types where *Oecomys catherinae* was collected during field work. Photo by Alexandre Palma.

Figura 2. Foto da Mata do Açude, na Usina São João, representando o tipo de vegetação onde obtivemos capturas de *Oecomys catherinae*. Foto: Alexandre Palma.

Table 1. Characteristics of sites of occurrence of *Oecomys catherinae* at northern Atlantic Forest. 1 = Altitude database ETOPO2 from NOAA & NGDC (National... 2001); 2 = IBGE (Instituto... 1993); 3 = Hijmans et al. (2005); 4 = Langguth et al. (2005); 5 = Asfora & Pontes (2009).

Tabela 1. Características dos locais de ocorrência de *Oecomys catherinae* na porção norte da Floresta Atlântica. 1 = Banco de dados de altitude ETOPO2 do NOAA & NGDC (National... 2001); 2 = IBGE (Instituto... 1993); 3 = Hijmans et al. (2005); 4 = Langguth et al. (2005); 5 = Asfora & Pontes (2009).

Locality, municipality	Altitude[1] (m)	Vegetation[2]	Mean annual temperature[3] (ºC)	Rainfall[3] (mm/year)	Forest fragment size (ha)
REBIO Saltinho, Rio Formoso – PE[4]	26	Dense rain forest	23.8	1930	564
CIMNC, Paudalho – PE	118	Open rain forest	24.4	1388	800
Usina São José, Igarassú- PE	48	Open rain forest	24.8	1613	323
Rancho Mineiro, São Lourenço da Mata – PE[4]	47	Open rain forest	24.9	1473	Unknown
RPPN Frei Caneca, Jaqueira – PE[5]	640	Open rain forest with semi-deciduous forest	21.0	1113	500
Usina São João, Cruz do Espírito Santo – PB	54	Semi-deciduous forest in a savanna/forest mosaic	25.0	1294	700
REBIO Guaribas, Mamanguape – PB	20	Semi-deciduous forest in a savanna/forest mosaic	25.5	1337	338
Usina Serra Grande, Ibateguara – AL[5]	390	Open rain forest with semi-deciduous forest	23.0	1225	3000

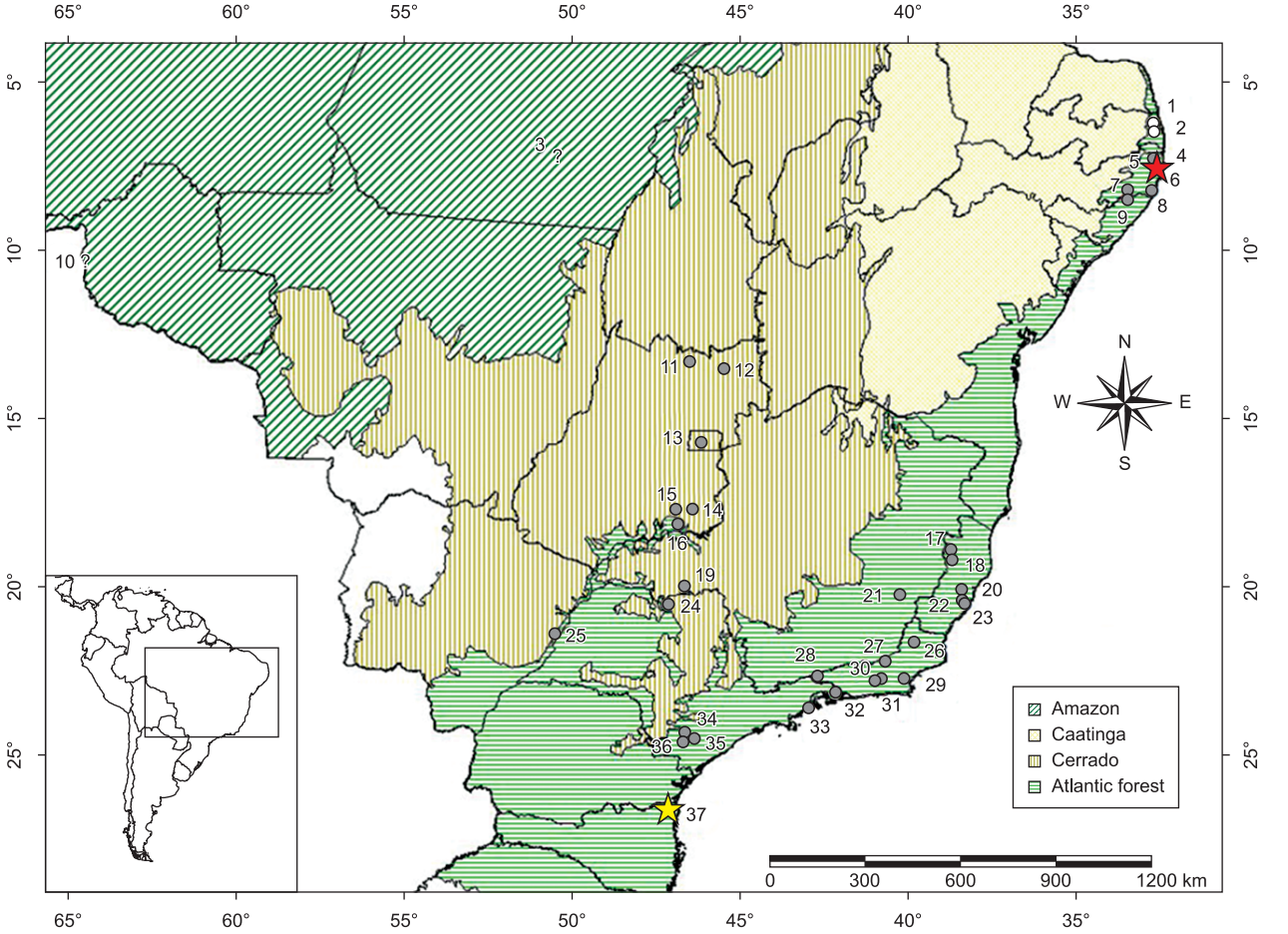


Figure 3. Distribution map of *Oecomys catherinae* showing the previous records (gray circles) and our new record sites (Reserva Biológica Guaribas, 1, and Usina São João, 2, white circles). Type locality of *O. catherinae* (yellow star) and *O. bahiensis* (red star) are pointed on the map. ? represents possible occurrence based in published data, for more information see the text. Data from the examined Museums and from Percequillo et al. (2011), Carleton et al. (2009), Cáceres et al. (2008), Pinheiro & Geise (2008), Lambert et al. (2006), Langguth et al. (2005), Cherem et al. (2004), Andrade & Bonvicino (2003), Pinto et al. (2009a,b), Andrades-Miranda et al. (2001), Asfora & Pontes (2009), Vieira & Palma (2005) and this paper. Localities numbers follow Appendix I.

Figura 3. Mapa de distribuição de *Oecomys catherinae* mostrando os registros anteriores conhecidos (círculos pretos) e as localidades dos novos registros (Reserva Biológica Guaribas, 1, e Usina São João, 2, círculos brancos). As localidades tipo de *O. catherinae* (estrela amarela) e *O. bahiensis* (estrela vermelha) estão indicados no mapa. ? indicam possíveis ocorrências baseadas na literature, consultar o texto para mais informações. Dados obtidos nas coleções visitadas e em Percequillo et al. (2011), Carleton et al. (2009), Cáceres et al. (2008), Pinheiro & Geise (2008), Lambert et al. (2006), Langguth et al. (2005), Cherem et al. (2004), Andrade & Bonvicino (2003), Pinto et al. (2009a,b), Andrades-Miranda et al. (2001), Asfora & Pontes (2009), Vieira & Palma (2005) e neste trabalho. Números das localidades seguem a tabela no Apêndice I.

Oecomys collected in the state of Bahia was an individual identified as *Oecomys* sp. from Una (Pardini 2004). In the states of Pernambuco and Alagoas we found records of individuals identified as *O. bahiensis* (Langguth et al. 2005, Asfora & Pontes 2009), synonymized as *O. catherinae* (Musser & Carleton 2005). This apparently disjunct distribution in the Atlantic Forest could be an artifact of insufficient sampling effort in the northeastern region of Brazil, or alternately might suggest that *O. bahiensis* could be a valid species differing from *O. catherinae*.

We found several putative records of *O. catherinae* (or *O. concolor* presenting 2n = 60 and AN = 62) in the gallery forests in Cerrado biome from the states of Goiás and Minas Gerais and Distrito Federal (Andrades-Miranda 2001, Andrade & Bonvicino 2003, Langguth et al. 2005, Vieira & Palma 2005 and references therein). However we did not examine these specimens and this classification is based only at the karyotypes or the identifications published. No record of *Oecomys* of any species was found for the Caatinga biome (Freitas et al. 2005, Oliveira et al. 2003).

There is a published record of *O. catherinae* from Pinkaití Research Station, Ourilândia do Norte, in the southeast of the state of Pará, in a region of the Amazon forest consisting of approximately 70% forest and 30% Cerrado (Lambert et al. 2006). However these identifications were just hypotheses made by Robert Voss (R. Voss, personal communication). Another possible record of *O. catherinae* in the Amazon biome is from Andrades-Miranda et al. (2001), who found *O. concolor* presenting 2n = 60, AN = 62, in Guajará-Mirim, in the state of Rondônia. If confirmed these records show another disjunct population of *O. catherinae* in the north of Brazil and extend the species occurrence to the southern limits of the Amazon forest. Another hypothesis states that more than one species may share the same chromosomal complement, which would make necessary a detailed revision, since we have not observed all specimens or the type of *O. catherinae*.

External and cranial measurements of the individuals from the state of Paraíba and of all examined specimens are shown in Table 2 and 3. No sexual dimorphism was found in cranial measurements

Table 2. External measures (in mm) and weight (in g) of the collected specimens of *Oecomys catherinae* in Paraíba State. AC = age class; HBL = Head and Body length; TL = Tail Length; HF = Hindfoot; E = Ear; W = weight. 1 = Means of all examined individuals from Atlantic Forest localities; 2 = data from Bonvicino et al. (2008). UFPE = Universidade Federal de Pernambuco.

Tabela 2. Medidas externas (em mm) e massa corporal (em g) dos espécimens de *Oecomys catherinae* coletados no estado da Paraíba. Sex = sexo; AC = classe etária; HBL = comprimento da cabeça e corpo; TL = comprimento da cauda; HF = pé; E = Orelha; W = peso. 1 = Médias de todos os indivíduos analisados coletados na Floresta Atlântica; 2 = dados retirados de Bonvicino et al. (2008). UFPE = Universidade Federal de Pernambuco.

Museum number	Sex	AC	HBL (n)	TL (n)	HF (n)	E (n)	W (n)
UFPE1890	m	2	109.00	136.00	28.50	18.50	32.00
UFPE1889	m	3	138.00	147.00	27.00	19.00	67.00
UFPE1896	m	4	140.00	156.00	29.00	20.00	71.00
UFPE1897	f	4	145.00	125.00	27.00	18.00	68.00
O. catherinae[1]	-	-	136.76 (25)	157.28 (25)	28.60 (25)	18.76 (25)	74.45 (24)
O. catherinae[2]	-	-	132-150	166.00	30.00	20.00	70.00

Table 3. Descriptive statistics (16 males and 11 females) of *Oecomys catherinae* specimens examined and results from *t*-test to detect sexual dimorphism. Refer to text for measurement acronyms.

Tabela 3. Estatísticas descritivas dos espécimes de *Oecomys catherinae* examinados (16 machos e 11 fêmeas) e resultados dos testes-*t* para detectar dimorfismo sexual. Consultar o texto para o significado dos acrônimos.

Measurement	n	Mean (± Std.Dev.)	Range	*t*-test (p)
CIL	27	30.72 (± 1.64)	26.07-35.41	0.379
BOC	27	7.06 (± 0.38)	6.4-8.46	0.239
LD	27	8.66 (± 0.56)	7.06-10.16	0.258
LPB	27	6.96 (± 0.47)	6.08-8.46	0.845
LIF	27	5.84 (± 0.38)	5.16-6.86	0.269
BIF	27	2.41 (± 0.16)	2.16-2.81	0.275
LM	27	5.17 (± 0.38)	4.73-6.92	0.329
BM1	27	1.44 (± 0.11)	1.29-1.87	0.447
M1M1	27	6.19 (± 0.37)	5.56-7.73	0.556
BL	26	3.67 (± 0.38)	2.83-4.74	0.771
HS	27	9.7 (± 0.49)	8.97-11.36	0.180
LR	26	11.93 (± 0.79)	10.16-13.82	0.753
RW	27	6.35 (± 0.47)	5.48-7.54	0.275
LIB	27	6.03 (± 0.37)	5.22-6.8	0.295
IOL	27	11.77 (± 0.49)	10.16-12.81	0.256
ZB	27	17.52 (± 1.04)	14.3-20.07	0.234
BB	27	13.95 (± 0.63)	13-16.01	0.661
BZP	27	3.96 (± 0.27)	3.27-4.33	0.677
MH	25	8.84 (± 0.58)	7.79-10.39	0.695
ML	27	16.94 (± 0.91)	14.68-19.53	0.639

(Table 2) and the only external measurement differing between the sexes was " Ear Length" with a p = 0.024. Based on their work with *O. sydandersoni* in Bolivia, Carleton et al. (2009) state that none of the 18 craniodental variables demonstrated significant secondary sexual dimorphism.

The karyotype of the specimens from the state of Paraiba showed a 2n = 60 and an AN = 62 (Figure 4b), matching the already described karyotype for the species (Langguth et al. 2005). Nine karyotyped individuals, from a total of 14, recorded in Cachoeiras de Macacu, Guapimirim and Sumidouro in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, presented a polymorphism in the autosomal number, with AN = 64 (Table 4). These individuals presented the autosomal complement composed by one pair of large subtelocentric chromosomes, two pairs of small metacentric chromosomes and 26 pairs of large to small acrocentric chromosomes (Figure 4a). The difference between this latter karyotype and the 2n = 60, AN = 62,

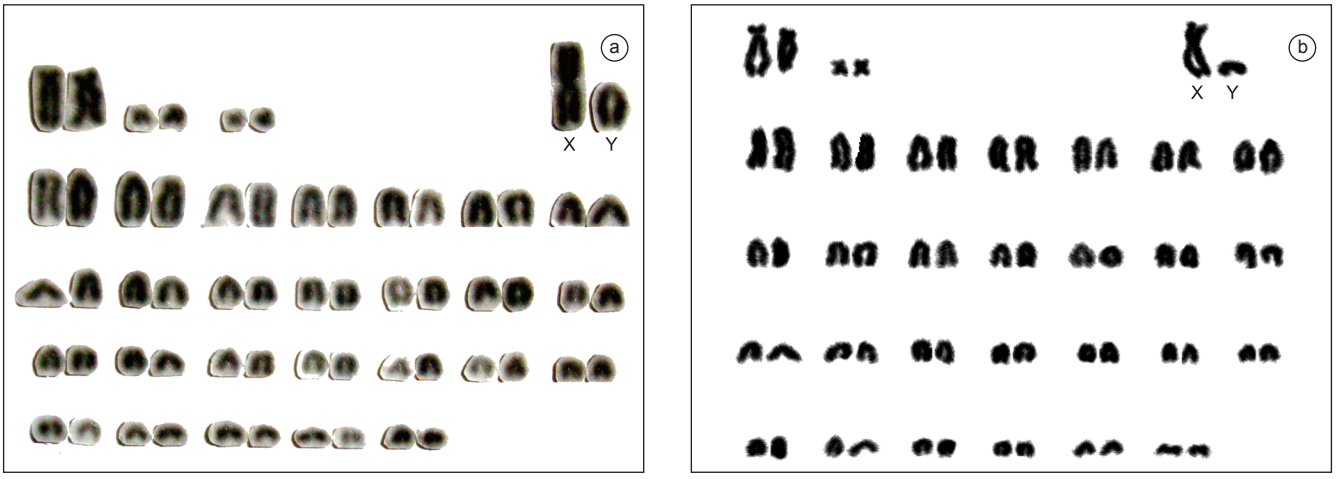


Figure 4. (a) Karyotype of *Oecomys catherinae* (SU86) collected in Sumidouro, Rio de Janeiro State, 2n = 60, AN = 64 and (b) karyotype of *Oecomys catherinae* (UFPE1889) collected in Mamanguape, Paraíba State, 2n = 60, AN = 62 with conventional staining.

Figura 4. (a) Cariótipo de *Oecomys catherinae* (SU86) coletado em Sumidouro, Rio de Janeiro, 2n = 60, AN = 64 (a) e (b) cariótipo de *Oecomys catherinae* (UFPE1889) coletado em Mamanguape, Paraíba, 2n = 60, AN = 62 (b), observados em coloração convencional.

Table 4. Recorded karyotypes of *Oecomys catherinae* in literature. Brazilian states: GO = Goiás, PB = Paraíba, PE = Pernambuco, RJ = Rio de Janeiro, SP = São Paulo. 2n = diploid number, AN = autossomal number. 1 = this study, 2 = Andrade and Bonvicino (2003), 3 = Andrades-Miranda et al. (2001), 4 = Langguth et al. (2005); 5 = Pinheiro & Geise (2008). See appendix for more details about the localities.

Tabela 4. Cariótipos registrados para *Oecomys catherinae*. Estados brasileiros: GO = Goiás, PB = Paraíba, PE = Pernambuco, RJ = Rio de Janeiro, SP = São Paulo. 2n = número diplóide; AN = número autossômico. 1 = este estudo; 2 = Andrade e Bonvicino (2003); 3 = Andrades-Miranda et al. (2001); 4 = Langguth et al. (2005); 5 = Pinheiro & Geise (2008). Ver apêndice para maiores detalhes sobre as localidades.

City	UF	2n	AN	Source
Caldas Novas	GO	60	62	3
Minaçu	GO	60	62	3
Teresina de Goiás	GO	60	62	2
Mamanguape	PB	60	62	1
Cruz do Espírito Santo	PB	60	62	1
Igarassú	PE	60	62	1
Jaqueira	PE	60	62	1
Paudalho	PE	60	62	1
Rio Formoso	PE	60	62	4
São Lourenço da Mata	PE	60	62	4
Cachoeiras de Macacu	RJ	60	62/64	1
Cambuci	RJ	60	62	1
Casimiro de Abreu	RJ	60	62	1
Guapimirim	RJ	60	62	2
Guapimirim	RJ	60	64	1
Sumidouro	RJ	60	62	2
Sumidouro	RJ	60	64	1
Capão Bonito	SP	60	62	2
Ubatuba	SP	60	62/64	5

is the presence of a third small metacentric pair (Figure 4a). Pinheiro & Geise (2008) also reported the karyotype 2n = 60 and AN = 64 from Picinguaba, Ubatuba, in the state of São Paulo. We re-analyzed these karyotypes from Pinheiro & Geise (2008) and confirmed that they showed the same polymorphism as the individuals from the state of Rio de Janeiro.

These data suggest that this polymorphism could be shared by the populations occurring from Cachoeiras de Macacu and Sumidouro, in the state of Rio de Janeiro, to Ubatuba, in the state of São Paulo, inherited from a common ancestor. And it probably could also occur in individuals of *O. catherinae* collected in the intermediary area of Itatiaia and Mangaratiba, in the state of Rio de Janeiro, (Figure 4a).

Our work confirms the lack of information about the taxonomic status and geographic distribution of the *Oecomys catherinae*. We found many uncertain records based mainly in old data of *O. concolor*, *O.* aff. *concolor* or *O.* group *concolor*. It shows an urgent need for a taxonomic revision to confirm the identity of these individuals. We showed three apparently disjunctive populations of *O. catherinae* in: a) the Northern, b) Northeastern and c) Central and Southeastern regions of Brazil, and a chromosomal polymorphism shared by the meta-populations spread among the states of Rio de Janeiro and São Paulo. These data could be a sampling artifact, or *O. catherinae* as currently recognized could be composed by more than one species.

Acknowledgements

Financial support was provided by CNPq (Proc 480877/2007-6 and 553875/2006-0) and FACEPE (APQ-0351-2.04/06). PHA is supported by a fellowship from FAPERJ, LG received research grants from UERJ (Prociencia), CNPq, and CAPES. We thank Mr. Ivaldo Marques for logistic support, the Reserva Biológica Guaribas team for the field assistance, and the Usina São João owners for granting us permission to work there. We are also thankful to the students of the Reserva Biológica Guaribas First Small Mammals Field Course and A.L.C.P. Nascimento, C.E.C. Anacleto, J.A.F. Silva, A.P.A. Júnior and A. B. Sousa for helping with the fieldwork. J. Bloch made the final English revision, and two anonymous reviewers made several suggestions that improved the text.

References

ANDRADE, A.F. & BONVICINO, C.R. 2003. A new karyological variant of *Oecomys* (Rodentia: Sigmodontinae) and its phylogenetic relationship based on molecular data. Genome 46:195-203. PMid:12723035. http://dx.doi.org/10.1139/g02-123

ANDRADES-MIRANDA, J., OLIVEIRA, L.F.B., ZANCHIN, N.I.T. & MATTEVI, M.S. 2001. Chromosomal description of the rodent genera *Oecomys* and *Nectomys* from Brazil. Acta Theriol. 46:269-278. http://dx.doi.org/10.1007/BF03192433

ASFORA, P.H. & PONTES, A.R.M, M.S. 2009. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. Biota Neotrop. 9(1):031-035. ISSN 1676-0603. http://www.biotaneotropica.org.br/v8n4/en/abstract?article+bn00409012009

BONVICINO, C. R., OLIVEIRA, J.A. & D'ANDREA, P.S. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, Rio de Janeiro.

CACERES, N., CARMIGNOTTO, A.P., FISCHER, E. & SANTOS, C.F. 2008. Mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. Check List 4(3):321-335.

CARLETON, M.D., EMMONS, L.H. & MUSSER, G.C. 2009. A New Species of the Rodent Genus *Oecomys* (Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini) from Eastern Bolivia, with Emended Definitions of *O. concolor* (Wagner) and *O. mamorae* (Thomas). Am. Mus. (3661):1-32. http://dx.doi.org/10.1206/612.1

CERQUEIRA, R., VIEIRA, M.V. & SALLES, L.O. 1989. Habitat and reproduction of *Rhipidomys cearanus* at São Benedito, Ceará (Rodentia, Cricetidae). Cienc. Cult. 41(10):1009-1013.

CHEREM, J.J., SIMÕES-LOPES, P.C., ALTHOFF, S. & GRAIPEL, M.E. 2004. Lista dos mamíferos do Estado de Santa Catarina, Sul Do Brasil. Mastozool. Neotrop. 11(2):151-184.

COSTA, L., BONVICINO, C., WEKSLER, M. & PAGLIA, A. 2008. *Oecomys catherinae*. In IUCN Red List of Threatened Species. (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Version 2010.2. www.iucnredlist.org (último acesso em 15/08/2010).

FREITAS, R.R., ROCHA, P.L.B. & SIMÕES-LOPES, P.C. 2005. Habitat structure and small mammals abundances in one semiarid landscape in the Brazilian Caatinga. Rev. Bras. Zool. 22(1):119-129. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752005000100015

GEISE, L., BERGALLO, H.G., ESBERARD, C.E.L., ROCHA, C.F.D. & SLUYS, M.V. 2008. The karyotype of *Blarinomys breviceps* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) with comments on its morphology and some ecological notes. Zootaxa (Online) 1907:47-60.

HERSHKOVITZ, P. 1960. Mammals of Northern Colombia, Preliminary no.8: arboreal rice rats, a systematic revision of the subgenus *Oecomys*, genus *Oryzomys*. Proc. U.S. Nat. Mus. 110:535-539.

HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G. & JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. Int. J. Climatol. 25:1965-1978. http://dx.doi.org/10.1002/joc.1276

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 1993. Mapa de Vegetação do Brasil. IBGE, Brasília.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. Centro de Previsões de Tempo e Estudos Climáticos - CPTEC. 2009. Proclima: Programa de monitoramento climático em tempo real da região Nordeste. Balanço hídrico - gráficos/tabela.

LAMBERT, T.D., MALCOLM, J.R. & ZIMMERMAN, B.L. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. J. Mammal. 87(4):766-776. http://dx.doi.org/10.1644/05-MAMM-A-261R1.1

LANGGUTH, A., MAIA, V. & MATTEVI, M.S. 2005. Karyology of large size Brazilian species of the genus *Oecomys* Thomas, 1906 (Rodentia, Muridae, Sigmodontinae). Arq. Mus. Nac. 63(1):183-190.

MUSSER, G.G. & CARLETON, M.D. 2005. Superfamily Muroidea, Family Cricetidae, Subfamily Sigmodontinae. In Mammal Species of the World (D.E. Wilson & D.M. Reeder, eds). Johns Hopkins University Press, Baltiomre, p. 1086-1186.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION - NOAA & NATIONAL GEOPHYSICAL DATA CENTER - NGDC. 2001. 2-minute Gridded Global Relief Data (ETOPO2). NGDC, Boulde. http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/fliers/06mgg01.html (último acesso em 19/04/2010).

OLIVEIRA, F.F. & LANGGUTH, A. 2004. Pequenos mamíferos (Didelphimorphia e Rodentia) de Paraíba e Pernambuco. Rev. Nordest. Biol. 18:19-86.

OLIVEIRA, J.A., P.R. GONÇALVES & C.R. BONVICINO. 2003. Mamíferos da Caatinga. In Ecologia e conservação da Caatinga (I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva, eds). Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p. 275-333..

OLSON, D.M., DINNERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, D.E., BURGESS, N.D., POWELL, G.V.N., UNDERWOOD, E.C., D'AMICO, J.A., LOUCKS, C.J., RICKETTS, T.H., KURA, Y., LAMOREUX, J.F., WETTENGEL, W.W., HEDAO, P. & KASEEEM, K.R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. BioScience 51:933-938. http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2

PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. Biodivers. Conserv. 13:2567-2586. http://dx.doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048452.18878.2d

PERCEQUILLO, A.R., WEKSLER, M. & COSTA, L.P. 2011. A new genus and species of rodent from the Brazilian Atlantic Forest (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with comments on oryzomyine biogeography. Zool. J. Linn. Soc-Lond. 161:357-390.

PINHEIRO, P.S. & GEISE, L. 2008. Non-volant mammals of Picinguaba, Ubatuba, state of São Paulo, southeastern Brazil. Bol. Mus. Biol. Mello Leitão 23:51-59.

PINTO, I.S., BOTELHO, J.R., LEONORA, L.P., LEITE, Y.L.R. &. LINARDI, P.M. 2009a. Siphonaptera Associated with Wild Mammals From the Central Atlantic Forest Biodiversity Corridor in Southeastern Brazil. J. Med. Entomol. 46(5):1146-1151. http://dx.doi.org/10.1603/033.046.0523

PINTO, I.S., LOSS, A.C.C., FALQUETO, A. & LEITE, Y.L.R. 2009b. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. Biota Neotrop. 9(3):355-360. http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?inventory+bn03109032009

RODRIGUES e SILVA, F.B., SANTOS, J.C.P., SOUZA NETO, N.C., SILVA, A.B., RICHÉ, G.R., TONNEAU, J.P., BRITO, L.T.L., CORREIA, R.C., SILVA, F.H.B.B., SILVA, C.P., LEITE, A.P., OLIVEIRA NETO, M.B., PARAHYBA, R.B.V., ARAÚJO FILHO, J.C., CAVALCANTI, A.C., BURGOS, N. & REIS, R.M.G. 2000. Zoneamento Agroecológico do Nordeste: Diagnóstico e Prognóstico. Embrapa Solos e Embrapa Semi-Árido, Recife.

SOUZA, M.A.N., LANGGUTH, A. & GIMENEZ, E.A. 2004. Mamíferos dos brejos de altitude da Paraíba e Pernambuco. In Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação (K.C. Porto, J.J.P. Cabral & M. Tabarelli, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 229-254.

VIEIRA, E.M. & PALMA, A.R.T. 2005. Pequenos mamíferos do Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes habitats. In Cerrado: Ecologia, biodiversidade e conservação (A. Scariot, J.C. Sousa-Filho & J.M. Felfili, orgs). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 265-282.

Recebido em 03/05/2010
Versão reformulada recebida em 05/02/2011
Publicado em 15/04/2011

Apendix I e II

Appendix I. Localities used to compose the map of occurrence of *Oecomys catherinae* in Brazil: 1 = Carleton et al. (2009), 2 = Cáceres et al. (2008), 3 = Pinheiro & Geise (2008), 4 = Lambert et al. (2006), 5 = Langguth et al. (2005), 6 = Andrade & Bonvicino (2003), 7 = Pinto et al. (2009a), 8 = Pinto et al. (2009b), 9 = Andrades-Miranda et al. (2001), 10 = Asfora & Pontes (2009), 11 = Vieira & Palma (2005), 12 = Percequillo et al. (2011), TS = this paper. MN = Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Number	City	State	Latitude	Longitude	Source
1	Mamanguape	PB	06° 48’ 02” S	35° 05’ 47 W	TS
2	Cruz do Espírito Santo	PB	07° 06’ 55” S	35° 04’ 47” W	TS
3	Ourilândia do Norte	PA	07° 46’ 14” S	51° 57’ 43” W	4
4	Igarassú	PE	07° 50’ 27” S	35° 00’ 06” W	TS
5	Paudalho	PE	07° 50’ 38” S	35° 06’ 07” W	TS
6	São Lourenço da Mata	PE	08° 00’ 12” S	35° 01’ 17” W	5
7	Jaqueira	PE	08° 42’ 59” S	35° 50’ 37” W	10
8	Rio Formoso	PE	08° 43’ 47” S	35° 10’ 34” W	5
9	Ibateguara	AL	08° 59’ 42” S	35° 50’ 27” W	10
10	Guajará-Mirim	RO	10° 47’ 27” S	65° 19’ 55” W	9
11	Minaçu	GO	13° 33’ 49” S	48° 13’ 19” W	9
12	Teresina de Goiás	GO	13° 46’ 35” S	47° 15’ 53” W	6
13	Brasília	DF	15° 49’ 36” S	47° 55’ 18” W	11
14	Ipameri	GO	17° 43’ 29” S	48° 09’ 35” W	9
15	Caldas Novas	GO	17° 44’ 42” S	48° 37’ 30” W	9
16	Corumbaíba	GO	18° 08’ 35” S	48° 33’ 32” W	9
17	Águia Branca	ES	18° 53’ 23” S	40° 49’ 36” W	7
18	Pancas	ES	19° 12’ 16” S	40° 47’ 43” W	7
19	Conceição das Alagoas	MG	19° 54’ 50” S	48° 23’ 11” W	MN
20	Santa Teresa	ES	19° 57’ 10” S	40° 31’ 30” W	7
21	Pirapitinga	MG	20° 07’ 60” S	42° 17’ 60” W	TS
22	Cariacica	ES	20° 16’ 52” S	40° 31’ 19” W	7
23	Viana	ES	20° 23’ 20” S	40° 27’ 41” W	8
24	Barra Grande	SP	20° 25’ 00” S	48° 50’ 00” W	5
25	Brasilândia	MS	21° 15’ 00” S	52° 02’ 00” W	2
26	Cambuci	RJ	21° 29’ 35” S	41° 52’ 20” W	TS
27	Sumidouro	RJ	22° 02’ 42” S	42° 40’ 24” W	TS
28	Itatiaia	RJ	22° 26’ 14” S	44° 36’ 00” W	TS
29	Casimiro de Abreu	RJ	22° 29’ 05” S	42° 12’ 04” W	TS
30	Cachoeiras de Macacu	RJ	22° 32’ 35” S	42° 48’ 19” W	TS
31	Guapimirim	RJ	22° 33’ 48” S	42° 57’ 53” W	TS
32	Mangaratiba	RJ	22° 55’ 12.1” S	44° 06’ 32” W	TS
33	Ubatuba	SP	23° 20’ 45” S	44° 51’ 00” W	3
34	Capão Bonito	SP	24° 00’ 14” S	48° 20’ 21” W	6
35	Sete Barras	SP	24° 14’ 04” S	48° 05’ 11” W	6
36	Parque Estadual Intervales, Ribeirão Grande	SP	24° 20’ S	48° 25’ W	12
37	Joinville	SC	26° 18’ 16” S	48° 50’ 54” W	1

Apendix II. Specimens examined: The 52 specimens analyzed by us are deposited in collections from Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro (MN) and Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Individuals used in cranial analyses are marked with * and individuals kariotyped by us are marked with #. RB-M, FU, FS and SU = field number of Laboratório de Vertebrados, Universidade Federal do Rio de Janeiro; HGB CFVC = field number of Helena de Godoy Bergallo. ALAGOAS: **Ibateguara** Loc. 9 (UFPE1666*); MINAS GERAIS: **Conceição das Alagoas** Loc. 19 (MN68206*), **Pirapitinga** Loc. 21 (MN72737#, MN72738#); PARAÍBA: **Cruz do Espírito Santo** Loc. 2 (UFPE1896*#, UFPE1897*#), **Mamanguape** Loc. 1 (UFPE1889*#, UFPE1890#); PERNAMBUCO: **Igarassú** Loc. 4 (UFPE1892*#), **Jaqueira** Loc. 7 (UFPE1893*, UFPE1894*, UFPE1891*#), **Paudalho** Loc. 5 (UFPE1888*#), **Rio Formoso** Loc. 8 (UFPB4450); RIO DE JANEIRO: **Cachoeiras de Macacu** Loc. 30 (MN74364#, MN74370*#, MN74374*, MN74371*#, MN74372*#, MN74373), **Cambuci** Loc. 26 (RB-M-3-51#, RB-M-3-52#), **Casimiro de Abreu** Loc. 29 (FU16#, FU17#), **Guapimirim** Loc. 31 (FS04-77, MN74359*#, FS04-27, MN74360*#, MN74361, MN74362*, MN74365, MN74366*#, MN74367#, MN74363*, MN74368#, MN74369*#, FS13-96*), **Itatiaia** Loc. 28 (HGBCFVC 04), **Mangaratiba** Loc. 33 (RB-M-58), **Sumidouro** Loc. 27 (SU63#, SU86#); SÃO PAULO: **Ubatuba** Loc. 34 (MN74376*#, MN74380*, MN74375*, MN74377*#, MN74378#, MN74379#, MN74381*)

Reprodução da piranha-amarela *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1858, em lagos de várzea, Amazonas, Brasil

Hévea Monteiro Maciel[1,3], Maria Gercilia Mota Soares[2] & Luiza Prestes[2]

[1]Programa de Pós-graduação – Ciências Pesqueiras nos Trópicos,
Universidade Federal do Amazonas – UFAM, Av. General Rodrigo Octávio Jordão Ramos, 3000,
Campus Universitário, Coroado I, Aleixo, CEP 69077-000, Manaus, AM, Brasil
[2]Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA – CPBA,
Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, AM, Brasil
[3]Autor para correspondência: Hévea Monteiro Maciel, e-mail: heveamonteiro@gmail.com

MACIEL, H.M., SOARES, M.G.M. & PRESTES, L. **Reproduction of piranha *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1858, on the floodplain lakes, Amazon, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn02011022011.

Abstract: *Serrasalmus spilopleura* (piranha) is a source of animal protein for marginal populations, it is occasionally sold in markets and fairs in the region. Considering the scarcity of information on reproduction of fish in floodplain lakes, the study proposes to investigate the average size at first maturity and spawning season of *S. spilopleura* lakes Jaitêua-São Lourenço, Manacapuru, AM. Also related are the abiotic factors (water level and depth) and biotic (condition factor) with the spawning season. 232 females were captured from August 2006 to June 2007, using gill net, and in the laboratory were used for biometrics and identification of the maturation stages. The spawning season of the females was established through the temporal distribution of relative frequency in different maturation stages and relative condition factor, $Kn = Pt/aCp^b$, where: Kn = relative condition factor; Pt = total weight; Cp = standard length, *a* and *b* = constants obtained from regression between weight and length. And, to check for correlation between condition factor and with the spawning season depth of the lakes, we used the Spearman correlation coefficient of the 5% significance level. The amplitude of the standard length of specimens ranged 7-22 cm. Correlation analysis between Kn and spawning season ($r_s = 0.58$, $p < 0.05$) was positive, i.e. the spawning season corresponded to the higher Kn, suggesting that an indicator of spawning season of *S. spilopleura*. There was a negative correlation between the depth and Kn ($r_s = -0.66$, $p < 0.05$) and between depth and spawning season ($r_s = -0.25$, $p < 0.05$). The estimated L_{50} corresponded to 13.0 ± 0.09 cm and 17.0 ± 0.02 cm L_{100}, *S. spilopleura* develops its complex reproductive cycle in the lake of Grand Lake Manacapuru, and based on indicators of reproduction, spawning season and relative condition factor, spawning begins in December, early on the rising extending to February, mid-rising, which coincided with the rise of water level of the Solimões-Amazon River and deep lakes.
Keywords: *fishes, spawning season, size at first maturity, factor condition.*

MACIEL, H.M., SOARES, M.G.M. & PRESTES, L. **Reprodução da piranha-amarela *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1858, em lagos de várzea, Amazonas, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn02011022011.

Resumo: *Serrasalmus spilopleura* (piranha-amarela) é fonte de proteína animal para as populações ribeirinhas, sendo ocasionalmente comercializada nos mercados e feiras da região. Considerando a escassez de informações sobre a reprodução de peixes em lagos de várzea, o trabalho propõe investigar o comprimento médio de primeira maturação sexual e a época de desova de *S. spilopleura* nos lagos Jaitêua-São Lourenço, Manacapuru, AM. Também são relacionados os fatores abióticos (nível de água e profundidade) e bióticos (fator de condição) com a época de desova. Foram capturadas 232 fêmeas no período de agosto de 2006 a junho 2007, utilizando rede-de-emalhar e, em laboratório, foram realizadas as biometrias e identificação dos estádios de maturação gonadal. A época de desova das fêmeas foi estabelecida através da distribuição temporal da freqüência relativa nos diferentes estádios de maturação gonadal e do fator de condição relativo, $Kn = Pt/aCp^b$, onde: Kn = fator de condição relativo; Pt = peso total; Cp = comprimento padrão e, *a* e *b* = constantes obtidas da regressão entre peso e comprimento. E, para verificar se há correlação entre o fator de condição e época de desova com a profundidade dos lagos, utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman ao nível de significância 5%. A amplitude do comprimento padrão dos exemplares variou de 7 a 22 cm. A análise de correlação entre o Kn e a época de desova foi positiva ($r_s = 0,58$, $p < 0,05$), ou seja, a época de desova correspondeu ao período de maior Kn, sugerindo ser um indicador para época de desova de *S. spilopleura*. Houve correlação negativa entre a profundidade e o Kn ($r_s = -0,66$, $p < 0,05$) e entre a profundidade e a época de desova ($r_s = -0,25$, $p < 0,05$). O L_{50} estimado correspondeu a 13,0 cm ± 0,09 e o L_{100} a 17,0 cm ± 0,02. *S. spilopleura* desenvolve o seu ciclo reprodutivo no complexo lacustre lago Grande de Manacapuru, e com base nos indicadores reprodutivos, época de desova e fator de condição relativo, a desova começa em dezembro, logo no início da enchente, se estendendo até fevereiro, meados de enchente, coincidindo com a elevação do nível da água do rio Solimões-Amazonas e da profundidade nos lagos.
Palavras-chave: *peixes, época de desova, comprimento de primeira maturação sexual, fator de condição.*

Introdução

A reprodução da maioria dos peixes tropicais é influenciada pela variação de fatores abióticos como temperatura da água, precipitações pluviométricas e disponibilidade de alimentos (Bagenal 1971, Stacey 1984, Winemiller 1989), influenciando principalmente a maturação das gônadas. Na Amazônia Central peixes migradores desovam na calha principal dos rios no período de enchente (Santos 1980, Goulding & Carvalho 1982, Vieira et al. 1999, Ribeiro & Petrere 1990) enquanto que alguns residentes desovam nos lagos no início das chuvas, ainda no período de seca, quando o lago está desconectado dos rios (Aragão 1986, Worthmann 1992, Leão 1996). E, nos lagos de várzea, apesar da alta riqueza de peixes, cerca de 230 espécies (Junk et al. 1983, Saint-Paul et al. 2000), ainda são escassas as informações sobre a sua reprodução.

Serrasalmus spilopleura (Kner, 1858), Characiforme da família Characidae, subfamília Serrasalminae, ocorre exclusivamente no continente sul-americano (Santos et al. 2004) e na Amazônia é conhecida popularmente como piranha-amarela. É uma espécie residente, predadora, tipicamente de ambientes lênticos, sendo freqüentemente capturada nos lagos, tanto na água aberta (Saint-Paul et al. 2000, Corredor 2004) como na vegetação aquática (Sánchez-Botero et al. 2003, Petry et al. 2003). É importante fonte de proteína animal para as populações ribeirinhas, sendo ocasionalmente comercializada nos mercados e feiras da região (Soares et al. 2007).

Estudos de reprodução de *S. spilopleura* foram realizados nos rios Paranaíba e Paraná, PR, onde foram relatados o comprimento médio de primeira maturação sexual e à época de desova (Lamas & Godinho 1996, Agostinho 2003). Já na Amazônia, Leão (1996) menciona para *Serrasalmus*, *Pygocentrus, Pygopristis* e *Prystobrycon* a coincidência entre o período de desova e a elevação do nível das águas em lagos de água preta. No entanto, permanecem questões a serem elucidadas relacionadas à reprodução de *S. spilopleura* em lagos de várzea.

Nesse contexto, o trabalho propõe investigar o comprimento médio de primeira maturação sexual e a época de desova de *S. spilopleura* em lagos de várzea da Amazônia Central. Também são relacionados os fatores abióticos (nível de água e profundidade) e bióticos (fator de condição) com a época de desova. Esses parâmetros reprodutivos deverão ser utilizados como ferramentas na elaboração de medidas de legislação pesqueira, definindo o tamanho mínimo de captura e período de defeso desta espécie no complexo lago Grande de Manacapuru, AM.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido nos lagos Jaitêua (03° 13' 901'' S e 60° 44' 326'' O) e São Lourenço (03° 17' 555'' S e 60° 43' 759'' O), situados no Complexo lacustre lago Grande, localizado na margem esquerda do rio Solimões-Amazonas, Manacapuru, Amazonas, Brasil (Figura 1). No rio Solimões-Amazonas, próximo a Manacapuru, a enchente começa em novembro e continua até o final de abril, atingindo sua cota máxima em maio e junho, cheia; a vazante começa em julho prosseguindo até setembro atingindo o nível de água mais baixo em outubro, seca (águas baixas) (Figura 2). Mas, nos lagos Jaitêua-São Lourenço, a água do rio começa a entrar a partir de dezembro (profundidade no lago, 3,3 m) atingindo o nível máximo

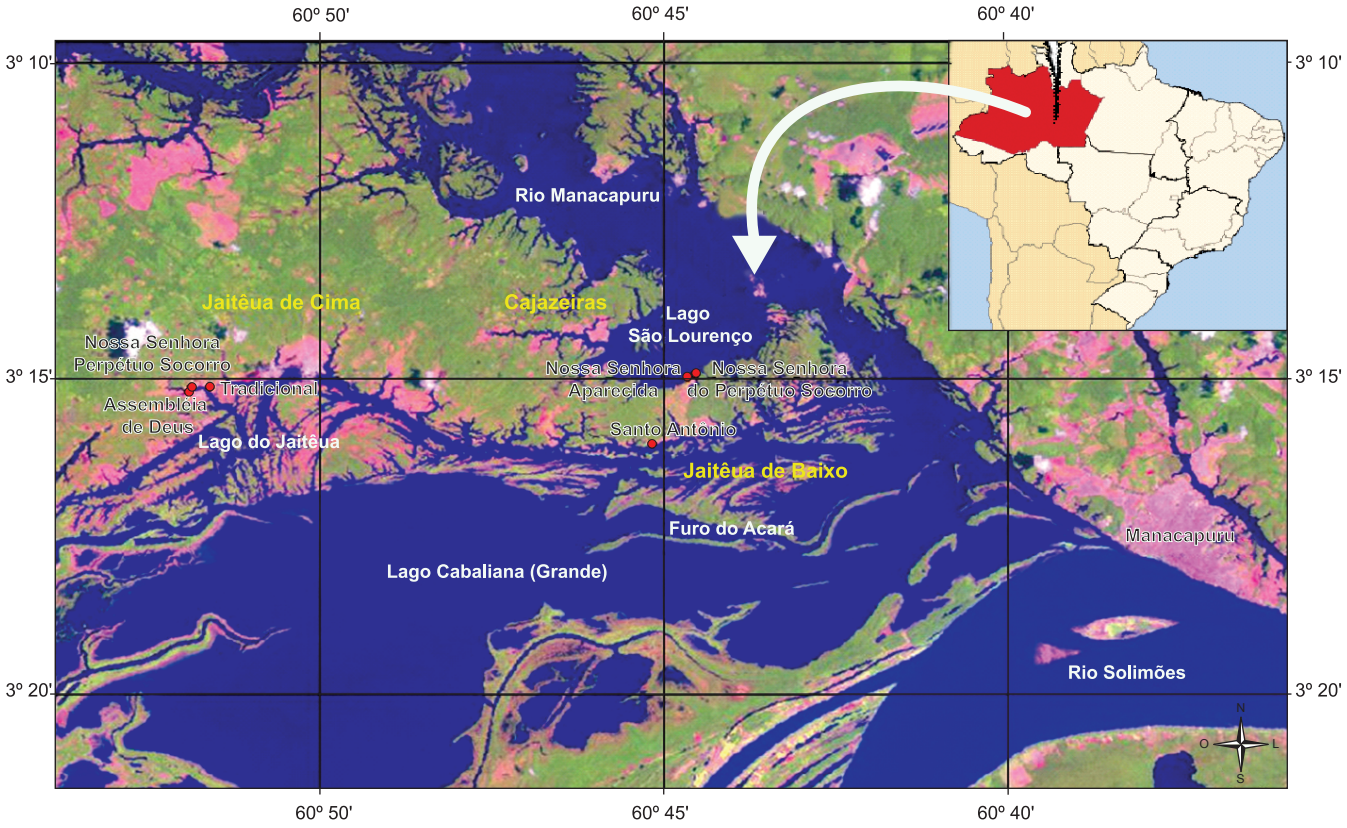


Figura 1. Localização dos lagos Jaitêua e São Lourenço, integrantes do Complexo lacustre lago Grande de Manacapuru, rio Solimões-Amazonas, Manacapuru, Amazonas, Brasil. Fonte: INPE (2008).

Figure 1. Location of Jaitêua-São Lourenço lakes at the Grande de Manacapuru lacustrine complex, Solimões-Amazon River, AM. INPE (2008).

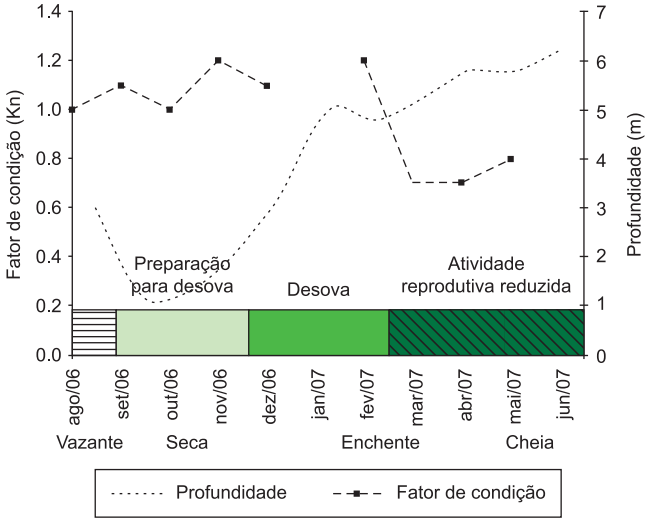


Figura 2. Relação entre a freqüência mensal de exemplares com gônadas nos diferentes estádios de maturação, o fator de condição (Kn) de *S. spilopleura* e a profundidade média mensal dos lagos Jaitêua-São Lourenço, Manacapuru, AM.

Figura 2. Relationship between monthly frequency of specimens with different stages gonadal maturity, the condition factor (Kn) of *S. spilopleura* and the mean monthly lake's depth Jaitêua-São Lourenço, Manacapuru, AM.

entre maio e julho, cheia (profundidade, 6 m); em agosto o nível da água começa a reduzir, vazante (profundidade, 3 m), ocorrendo o nível mais baixo entre setembro a novembro, seca (profundidade, 1,5 m) (Figura 2). Os lagos Jaitêua e São Lourenço permanecem conectados entre si e ao rio durante todo o ciclo hidrológico, por isso foram considerados como um único sistema Jaitêua-São Lourenço.

2. Coleta dos dados e obtenção dos dados biológicos

Os peixes foram coletados mensalmente, na região de água aberta e floresta, de agosto de 2006 a junho de 2007. Nas coletas foi utilizada uma bateria de 11 malhadeiras, com tamanho de 25 m de comprimento × 2 de altura e malhas variando de 20 a 120 mm entre nós opostos, expostas durante 24 horas, com despescas a cada 6 horas. Os exemplares de *S. spilopleura* capturados foram identificados em campo, registrados os dados biométricos: comprimento padrão (cm) com auxílio do ictiômetro, o peso total (g) com auxílio de balança digital, sexo e estádios de maturação gonadal. A identificação macroscópica dos estádios de maturação gonadal das fêmeas foi efetuada segundo escala proposta por Vazzoler (1996): I (imaturo), II (em maturação), III (maduro ou em reprodução), IV (esvaziado) e V (em repouso). O nível da água do rio Solimões-Amazonas, no período do estudo foi fornecido pela Agência Nacional de Águas – ANA, operada pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM, registrada na Estação de Manacapuru PCD-SIVAM. E, nos lagos Jaitêua e São Lourenço, as medidas de profundidade foram efetuadas mensalmente com ecobatímetro da marca Humminbird (Piranha Max 10 Fishfinder), nos perfis horizontais.

3. Análise dos dados

O comprimento de primeira maturação sexual (L_{50}) e o total (L_{100}) foram determinados separando as fêmeas em duas categorias: jovens (imaturas) e adultas (em maturação, maduras, esvaziadas e em repouso). Assim, foram obtidas as frequências relativas de fêmeas jovens e adultas por classes de comprimento (1 e 2 cm). Esses dados foram analisados através da estimação não-linear utilizando a função logística (King 1995): $y = 1/(1+\exp\{-(b1)\times[x-(b2)]\})$, onde: x = valor médio da classe de comprimento; y = frequência relativa de fêmeas adultas na classe de comprimento; b1 = traçando-se uma reta na ordenada a partir do valor de b1 obtém-se o comprimento médio onde todos os indivíduos maturaram (L_{100}) e b2 = valor do comprimento médio de primeira maturação sexual (L_{50}).

A época de desova das fêmeas de *S. spilopleura* foi estabelecida com base na distribuição temporal da frequência relativa nos diferentes estádios de maturação gonadal (imaturo, em maturação, maduro, esvaziado e em repouso). A delimitação da época de desova corresponde ao mês no qual ocorre a maior frequência relativa de fêmeas maduras e esvaziadas (Vazzoler 1996). Para corroborar a identificação do período de desova foram utilizados os valores médios do fator de condição relativo (Kn), estimado através da equação (Le Cren 1951): $Kn = Pt/aCp^b$, onde: Kn = fator de condição relativo; Pt = peso total; Cp = comprimento padrão e, *a* e *b* = constantes obtidas da regressão entre peso e comprimento. Estes indicadores reprodutivos foram relacionados com a profundidade nos lagos, que varia conforme o nível d'água do rio Solimões-Amazonas. Ambos os indicadores foram relacionados com os períodos do ciclo hidrológico, onde os meses foram agrupados da seguinte forma: dez/jan, início da enchente, nível ascendente do rio, entre as cotas de 10 e 13 m; fev/mar/abril, nível ascendente do rio, meados e final da enchente, entre as cotas de 13 e 18 m; mai/jun/jul, cheia, cota superior a 18 m; ago, vazante, nível descendente do rio, entre as cotas de 18 e 10 m e set/out/nov, seca (águas baixas), cota inferior a 10 m.

Para verificar a correlação entre os indicadores reprodutivos, fator de condição e época de desova, com a profundidade dos lagos, utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman ao nível de significância 5%, por meio do programa BioEstast 1.0 (Ayres et al. 1998).

Resultados

Foram coletadas 232 fêmeas de *S. spilopleura*, com comprimento padrão dos exemplares variando de 7 a 22 cm (Tabela 1). A análise dos estádios de maturação gonadal revela fêmeas com gônadas imaturas e em maturação durante quase todo o período de estudo. No entanto, as maiores porcentagens de gônadas em maturação foram identificadas em setembro (90,6%), outubro (47,1%) e novembro (78,9%). Fêmeas com gônadas maduras foram observadas em dezembro (41,9%) e fevereiro (50,0%), sendo registrada a presença de indivíduos esvaziados de novembro (7,7%) a fevereiro (12,6%). Os indivíduos em repouso não foram capturados no período do estudo. Finalmente, em janeiro/07 não houve captura de *S. spilopleura*, provavelmente por causa de sua distribuição irregular.

A análise de correlação entre o fator de condição (Kn) e a época de desova ($r_s = 0{,}58$, $p < 0{,}05$) foi positiva, ou seja, a época de desova correspondeu ao período de maior fator de condição. Houve correlação negativa entre a profundidade e o fator de condição ($r_s = -0{,}66$, $p < 0{,}05$). Também a análise indica correlação negativa entre a profundidade e a época de desova ($r_s = -0{,}25$, $p < 0{,}05$). Esses resultados indicam que nos meses de setembro, outubro e novembro (período da seca) e fevereiro (meados da enchente) (1,1 ± 0,174; 1,0 ± 0,198; 1,2 ± 0,116; 1,2 ± 0,08; respectivamente), o fator de condição aumenta, assim como a atividade reprodutiva. Por outro lado, nos meses de março e abril (final da enchente) (0,7 ± 0,04; 0 ± 0,05; respectivamente) o fator de condição diminui, assim como a atividade reprodutiva (Figura 2).

O L_{50} estimado correspondeu a 13,0 cm ± 0,09 e o L_{100} a 17,0 cm ± 0,02. Este valores foram obtidos para as distribuições de 1 e 2 cm de intervalo de classe.

Tabela 1. Frequência absoluta (N) e relativa (%) dos estádios de maturação gonadal por classe de comprimento padrão (Cp em cm) das fêmeas da *S. spilopleura* nos lagos Jaitêua-São Lourenço, Manacapuru, AM.

Table 1. Absolute frequency (N) and relative (%) of the gonadal maturity stages for females according to length classes of *S. spilopleura* in the Jaitêua-São Lourenço lakes, Manacapuru, AM.

Cp (cm)	Estádios de maturação gonadal										Total
	Imaturo		Em maturação		Maduro		Esvaziado		Em repouso		
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
7	7	87,5	1	12,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	8,0
9	34	64,2	19	35,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	53,0
11	41	44,6	43	46,7	3	3,3	5	5,4	0	0,0	92,0
13	10	27,0	21	56,8	6	16,2	0	0,0	0	0,0	37,0
15	4	10,5	23	60,5	10	26,3	1	2,6	0	0,0	38,0
17	-	-	2	-	1	-	0	-	0	-	3,0
19	-	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0,0
21	-	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0,0
23	-	-	1	-	0	-	0	-	0	-	1,0
Total	96	41,4	110	47,4	20	8,6	6	2,6	0	0,0	232,0

Discussão

A piranha-amarela desenvolve o seu ciclo reprodutivo no complexo lacustre lago Grande de Manacapuru, onde foram capturados indivíduos em todos os estádios de desenvolvimento gonadal ao longo do ano, com exceção do estádio em repouso. Comparando o período de desova, determinado pelas variações do desenvolvimento gonadal e do fator de condição, com os dados das profundidades dos lagos, nos períodos de coleta dos peixes, nota-se que a desova de *S. spilopleura* começa logo no início da enchente, em dezembro (3,3 m), se estendendo até fevereiro (4,8 m), meados de enchente. Neste período a profundidade dos lagos está aumentando por causa da entrada de água dos rios Manacapuru e Solimões-Amazonas. De fato, os resultados indicam a ocorrência dos mais altos valores médios do fator de condição dos exemplares capturados nesse período, sugerindo ser um indicador para época de desova de *S. spilopleura*. Isso vem corroborar o que tem sido relatado para vários peixes como *Acestrorhynchus falcirostris*, *Curimatella alburna* (Moreira 2004) e *Hoplosternum littorale* no lago Catalão (Santos et al. 2010), *Astyanax altiparanae* e *A. fasciatus* na bacia do Jacaré-Pipara (Gomiero & Braga 2005) e *Pimelodus maculatus* no rio Piracicaba (Lima-Junior & Gotien 2006), a respeito do fator de condição ser considerado um bom indicador para época de desova para esses peixes.

Setembro, outubro e novembro, meses de baixas profundidades, meses de seca, são usados para o desenvolvimento das gônadas de *S. spilopleura*. Nesse caso é sugerido que o aumento do nível de água nos lagos possa exercer influência no ciclo gonadal, acelerando a maturação dos ovócitos que, concluída, daria início a desova dos peixes. Isso por que a desova ocorreu durante o aumento do nível de água nos lagos Jaitêua-São Lourenço.

Conforme discutido anteriormente, há na literatura poucos artigos que enfocam o estudo da reprodução de *S. spilopleura*. Mas, os resultados obtidos em outros lagos permitem análises comparativas com os resultados do presente trabalho. A época de desova de *S. spilopleura* nos lagos Jaitêua-São Lourenço coincide com a observada no lago do Rei (Rubiano 1999), onde a desova ocorre de dezembro (enchente) a maio (cheia), com picos entre dezembro (enchente) e fevereiro (enchente). Por outro lado, na planície de inundação do alto rio Paraná, o período reprodutivo é mais longo, estendendo-se de setembro (época seca) a janeiro (época chuvosa) (Agostinho 2003). As condições ambientais presentes na enchente e cheia, são fundamentais para *S. spilopleura* uma vez que a expansão dos ambientes aquáticos e o aparecimento de plantas aquáticas garantem os locais de desova, assim como abrigo para as larvas e juvenis (Sazima & Zamprogno 1985). Durante a desova, em ambiente controlado, casais de *S. spilopleura* se posicionam lado a lado, de forma que as fêmeas possam depositar seus óvulos nas raízes das plantas aquáticas para serem fertilizados pelos machos, que cuidam da prole (Braker 1963).

Na Amazônia Central a reprodução dos peixes tem sido mencionada como estreitamente relacionada com a flutuação do nível d'água, que apresenta média anual em torno de 10 m, regulando o ciclo biológico dos peixes principalmente no desenvolvimento dos órgãos sexuais, sendo considerado grande estímulo para o desencadeamento da desova (Santos 1982, Leão et al. 1991). Essas condições normalmente estão associadas ao início da época de chuvas e da alagação quando a alta disponibilidade de alimentos favorece o desenvolvimento e crescimento das larvas e juvenis (Menezes & Vazzoler 1992, Sánchez-Botero & Araújo-Lima 2001, Leite et al. 2006). Para as espécies migradoras, aquelas que saem das áreas alagadas em direção ao canal principal do rio, a época de desova coincide com a enchente. E, isso é mencionado para o tambaqui, *Colossoma macropomum* (Goulding & Carvalho 1982, Villacorta-Correa & Saint-Paul 1999, Araújo-Lima & Goulding 1998); *Schizodon fasciatus, Rhytiodus argenteofuscus* e *R. microlepis* (Santos 1980) e jaraquis, *Semaprochilodus* spp. no encontro de águas dos rios Solimões/Negro (Ribeiro & Petrere Junior 1990, Vazzoler et al. 1989). Mas, as espécies residentes a reprodução pode iniciar ainda durante o período de seca, como aruanã, *Osteoglossum bicirrhosum* (Aragão 1986); muçum, *Synbranchus lampreia* (Favorito et al. 2005) ou logo no início da enchente como na piranha-caju, *Pygocentrus nattereri* (Duponchelle et al. 2007); tamoatá, *Hoplosternum littorale* (Winemiller 1987) e *S. spilopleura* nos lagos Jaitêua-São Lourenço.

O L_{50} é um parâmetro populacional fundamental quando se pretende planejar a explotação e estabelecer normas de conservação para o recurso pesqueiro (Barbieri & Hartz 1995). Nesse sentido, as portarias da atual legislação pesqueira utilizam este parâmetro para limitar o comprimento de peixe a ser capturado das espécies de alto valor comercial. Essa medida possibilita que os indivíduos jovens se reproduzam pelo menos uma vez. Segundo Vazzoler (1996) essas medidas também devem ser tomadas para espécies

de baixo valor comercial, como as piranhas, e que na sua grande maioria constituem o alimento principal das espécies de grande valor comercial. De maneira geral, as espécies de peixes tropicais alcançam esse comprimento quando atingem de 40 a 50% do seu comprimento máximo (Agostinho et al. 1991). As fêmeas de *S. spilopleura* nos lagos Jaitêua-São Lourenço iniciam sua atividade reprodutiva (L_{50}) com aproximadamente 13 cm de comprimento padrão, que equivale a 59% do comprimento máximo capturado (22 cm), e já participam ativamente do processo reprodutivo quando atingem o comprimento médio de 17 cm. Estes valores são similares aos relatados para os peixes capturados no lago do Rei, onde o valor de L_{100} foi 18 cm (Rubiano 1999). No entanto, está abaixo daqueles capturados no rio Paranaíba, onde o valor de L_{50} foi de 17,8 cm (Lamas & Godinho 1996). A variação do valor de L_{50} registrado para esta espécie, em relação a outros estudos, em outros ambientes, pode ser reflexo da flexibilidade da tática reprodutiva, que é bastante lábil segundo Wootton (1990).

Nos lagos Jaitêua-São Lourenço, recomenda-se que o manejo de *S. spilopleura*, deva respeitar a definição do comprimento de primeira maturação sexual, com a captura de indivíduos acima de 13 cm; e período de restrição da pesca durante sua reprodução deveria iniciar em dezembro se estendendo até fevereiro, início e meados do período de enchente, respectivamente, levando em consideração as oscilações do nível d'água, assim como a duração destas oscilações.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio financeiro recebido do MCT/CNPq/PPG7, FINEP/CTPetro. A FAPEAM pela concessão da bolsa de mestrado da primeira autora. A UFAM, pois este artigo constitui uma parte da dissertação da primeira autora.

Referências Bibliográficas

AYRES, M., AYRES JUNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A. S. 1998. Bioestat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá, Manaus.

AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. & AGOSTINHO, C.S. 1991. Ciclo reprodutivo e primeira maturação de fêmeas de *Hypostomus commersonii* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório Capivari-Cachoeira, PR. Rev. Bras. Biol. 51(1):31-37.

AGOSTINHO, C.S. 2003. Reproductive aspects of piranhas *S. spilopleura* and *S. marginatus* into the upper Paraná river, Brazil. Braz. J. Biol. 63(1):1-6. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842003000100002

ARAGÃO, L.P. 1986. Contribuição ao estudo da biologia do aruanã, *Osteoglossum bicirrhosum* Vandelli, 1929, do Lago Janauacá, Estado do Amazonas, Brasil. II Alimentação na fase adulta. Ciên. Agron. 17(2):113-226.

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. & GOULDING, M. 1998. Os frutos do tambaqui: ecologia, conservação e cultivo na Amazônia. Sociedade Civil Mamirauá, Brasília.

BAGENAL, T.B. 1971. The interrelation of the size of fish eggs, the date of spawning and the production cycle. J. Fish Biol. 3:207-219.

BARBIERI, G. & HARTZ, S. 1995. Estudo da fecundidade e tamanho de primeira maturação gonadal de *Cyphocharax modesta* (HENSEL, 1869) da represa do Lobo, estado de São Paulo, Brasil (Characiforme, Curimatidae). Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Sér. Zool. 8: 27-35.

BRAKER, W.P. 1963. Black piranhas spawned at Shedd Aquarium. Aquarium 32:12-14.

CORREDOR, M.C.F. 2004. Influência das variações temporais da disponibilidade relativa de habitats sobre a comunidade de peixes em um lago de várzea da Amazônia Central. Dissertação mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas.

DUPONCHELLE, F.; LINO, F.; HUBERT, N.; PANFILI, J., RENNO, J.F.; BARAS, E.; TORRICO, J.P.; DUGUÉ, R. & NUÑEZ, J. 2007. Environment-related life history trait variations of the red-bellied piranha, *Pygocentrus nattereri*, in two river basins of the Bolivian Amazon. J. Fish Biol. 71(4):1113-1134. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01583.x

FAVORITO, S. E.; ZANATA, A. M. & ASSUMPÇÃO, M. I. 2005. A new Synbranchus (Teleostei: Synbranchiformes: Synbranchidae) from ilha de Marajó, Pará, Brazil, with notes on its reproductive biology and larval development. Neotrop. Ichthyol. 3(3):319-328. http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252005000300001

GOMIERO, L.M. & BRAGA, F.M.S. 2005. The condition factor of fishes from two river basins in São Paulo state, Southeast of Brazil. Acta Sci. 27(1):73-78.

GOULDING, M. & CARVALHO M. L. 1982. Life history and management of the tambaqui (*Colossoma macropomum*, Characidae): An important Amazonian food fish. Rev. Bras. Zool. 1: 107-133.

JUNK, W. J.; SOARES, M. G. M. & CARVALHO, F. M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon River floodplain near Manaus (Lago Camaleão) with special reference to extreme oxygen conditions. Amazoniana 7:397-431.

KING, M.G. 1995. Fisheries biology, Assessment and Management. Fishing News Book, Oxford, 341p.

LAMAS, I.R. & GODINHO, A.L. 1996. Reproduction in the piranha *Serrassalmus spilopleura*, a neotropical fish with an usual pattern of sexual maturity. Environ. Biol. Fish. 45:161-168. http://dx.doi.org/10.1007/BF00005230

LE CREN, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). J. Anim. Ecol. 20:201-19.

LEÃO, E.L.M., LEITE, R.G., CHAVES, P.T.C. & FERRAZ, R. 1991. Aspectos da reprodução, alimentação e parasitofauna de uma espécie rara de piranha, *Serrassalmus altuvei* Ramirez, 1965 (Pisces Serrasalmidae) do baixo rio Negro. Rev. Bras. Biol. 51(3):545-553.

LEÃO, E.L.M. 1996. Reproductive biology of piranhas (Teleostei, Characiformes). In Physiology and Biochemitry of the fishes of the Amazon (A.L. Val, V.M.F. Almeida-Val & D.J. Randall, eds.). INPA, Manaus, p.31-41.

LEITE, R.G., SILVA, J.V.V. & FREITAS, C.E. 2006. Abundância e distribuição das larvas de peixes no Lago Catalão e no encontro dos rios Solimões e Negro, Amazonas, Brasil. Acta Amaz. 36(4):557-562. http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000400018

LIMA-JUNIOR, S.E. & GOITEIN, R. 2006. Fator de condição e ciclo gonadal de fêmeas de *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) no rio Piracicaba (SP, Brasil). Bol. Inst. Pesca. 32(1): 87-94.

MENEZES, N.A. & VAZZOLER, A.E.A. 1992. Reproductive characteristics of Characiformes. In Reproductive biology of South American vertebrates: aquatic and terrestrial (W.C. Hamlett, ed.). Springer-Verlag, p.60-70.

MOREIRA, S.S. 2004. Relações entre o ciclo hidrológico, atividade alimentar e táticas reprodutivas de quatro espécies de peixes na área do Catalão, Amazônia Central. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

PETRY, P., BAYLEY, P.B. & MARKLE, D.F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. J. Fish. Biol. 63(3): 547-579. http://dx.doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00169.x

RIBEIRO, M.C.L.B.; PETRERE JUNIOR, M. 1990. Fisheries ecology and management of the jaraqui (*Semaprochilodus insignis*, *Semaprochilodus taeniurus*) in Central Amazônia. Regul. Rivers: Res. Manage. 5:195-215.

RUBIANO, A.L.M. 1999. Táticas reprodutivas de espécies de Characiformes em área de várzea na Amazônia Central (lago do Rei). Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas do Amazonas, Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.I. & ARAÚJO-LIMA, A.C.R.M. 2001. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. Acta Amaz. 31(3):437-447.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.I., FARIAS, M.L., PIEDADE, M.T.F. & GARACEZ, D.S. 2003. Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Knuth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. Acta Sci. 25(2):369-375.

SAINT-PAUL, U., ZUANON, J., VILLACORTA-CORREA, M. A., GARCIA, M., FABRÉ, N.N., BERGER, U. & JUNK, W.J. 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. Environ. Biol. Fish. 57:235-250. http://dx.doi.org/10.1023/A:1007699130333

SANTOS, G.M. 1980. Estudo da reprodução e hábitos reprodutivos de *Shizodon fasciatus*, *Rhytiodus microplepis* e *Rhytiodus argentofuscus* do lago Janauacá. Acta Amaz. 10:391-400.

SANTOS, G.M. 1982. Caracterização, hábitos alimentares e reprodutivos de quatro espécies de "aracus" e considerações sobre o grupo no lago Janauacá, AM. (Characoidei). Acta Amaz. 12(4):713-739.

SANTOS, R.N., AMADIO, S. & FERREIRA, E.J.G. 2010. Patterns of energy allocation to reproduction in three Amazonian fish species. Neotrop. Ichthyol. 8(1):155-162. http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252010005000001

SAZIMA, I. & ZAMPROGNO, C. 1985. Use of water as shelter, foraging place, and transport by young piranhas, *Serrasalmus spilopleura*. Environ. Biol. Fish. 12(3):237-240. http://dx.doi.org/10.1007/BF00005154

SOARES, M.G.M.; COSTA, E.L.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; ANJOS, H.D.B.; YAMAMOTO, K.C. & FREITAS, C.E.C. 2007. Peixes de lagos do médio Rio Solimões. EDUA, Manaus.

STACEY, N.E., 1984. Control of timing of ovulation by exogenous and endogenous factors. In Fish reproduction: strategies and tactics (G.W. Potts & R.J. Wooton, eds.). Academic Press, Londres, v.12, p.207-222.

VAZZOLER, A.E., AMADIO, S. & CARACIOLO-MALTA, M.C. 1989. Aspectos biológicos de peixes amazônicos. XII. Reprodução das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil. Rev. Bras. Biol. 49(1):165-173.

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática. EDUEM, Maringá; SBI, São Paulo.

VIEIRA, E.F., ISAAC, V.J. & FABRÉ, N.N. 1999. Biologia reprodutiva do tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818 (Teleostei: Serrasalmidae), no Baixo Amazonas, Brasil. Acta Amaz. 29(4):625-638.

VILLACORTA-CORREA, M.A. & SAINT-PAUL, U. 1999. Structural indexes e sexual maturity of tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) (Characiformes: Characidae), in central Amazon, Brazil. Rev. Bras. Biol. 59:637-652. http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000400013

WINEMILLER, K.O. 1987. Feeding and reproductive biology of the currito, *Hoplosternum littorale*, in the venezuelan llanos with comments on the possible function of the enlarged male pectoral spines Environ. Biol. Fish. 20(3):219-227. http://dx.doi.org/10.1007/BF00004956

WOOTTON, R.J. 1990. Ecology of teleosts fishes. Chapman and Hall, London.

WORTHMANN, H.O.W. 1992. Aspects of the reproduction of to scianid species, the pescadas *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) and *Plagioscion monti* (Soares, 1979), Pisces, in different water types of the Central Amazon. Amazoniana. 12(1):17-28.

Recebido em 05/02/2010
Versão reformulada recebida em 29/04/2011
Publicado em 13/05/2011

Seed germination and seedling morphology of *Smilax polyantha* (Smilacaceae)

Aline Redondo Martins[1], Norbert Pütz[2], Ana Dionisia da Luz Coelho Novembre[3], Sônia Maria de Stefano Piedade[4] & Beatriz Appezzato da Glória[5,6]

[1]Faculdade de Tecnologia de Capão Bonito, Rua Amantino de Oliveira Ramos, 60, CEP 18300-000, Capão Bonito, SP, Brazil
[2]Division of Biology and Education, University of Vechta, Driverstraße 22, 49377, Vechta, Germany
[3]Departamento de Produção Vegetal, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, Universidade de São Paulo - USP, Av. Pádua Dias 11, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brazil
[4]Departamento de Ciências Exatas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, Universidade de São Paulo - USP, Av. Pádua Dias 11, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brazil
[5]Departamento de Ciências Biológicas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, Universidade de São Paulo - USP, Av. Pádua Dias 11, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brazil
[6]Corresponding author: Beatriz Appezzato da Glória, e-mail: bagloria@esalq.usp.br

MARTINS, A.R., PÜTZ, N., NOVEMBRE, A.D.L.C., PIEDADE, S.M.S. & APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. **Seed germination and seedling morphology of *Smilax polyantha* (Smilacaceae)**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn00411022011

Abstract: Brazilians have been using the underground organs of *Smilax* species in alternative medicine since the 19th century because of their anti-rheumatic qualities. However, even nowadays, these species are explored only by extractivism. Studies on seed germination and development of these organs could be useful to preserve these plants. After germination, seedling development of *Smilax polyantha* was analyzed to understand underground stem formation. Furthermore, to analyze the ontogenesis of the underground system, seedlings aged from one to twelve months were sectioned. One of the most striking features of this species is the presence of two stem branching systems. The plumule gives rise to the first stem branching system with negative geotropism. Its first underground axillary bud sprouted into the other caulinar axis with positive geotropism. The horizontal growth and the subsequent thickening of this underground organ depended on the development of axillary buds from basal nodes of the previous branches. The cotyledonary bud did not play a role in the underground formation, as previously described in the literature for this genus, but the buds of the basal cataphylls built the second stem branching system. In this study we discuss the terminology and suggest calling this second stem branching system a rhizophore.
Keywords: *anatomy, development, greenbrier, rhizome, rhizophores.*

MARTINS, A.R., PÜTZ, N., NOVEMBRE, A.D.L.C., PIEDADE, S.M.S. & APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. **Germinação e morfologia de plântulas de *Smilax polyantha* (Smilacaceae)**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn00411022011

Resumo: As espécies de *Smilax* L. são utilizadas na medicina popular brasileira desde o século 19 devido às propriedades anti-reumáticas atribuídas aos órgãos subterrâneos de todas as espécies. No entanto, ainda hoje, essas espécies são exploradas apenas por extrativismo. Estudos sobre a germinação e o desenvolvimento dos órgãos subterrâneos podem ser úteis para preservar essas plantas. Após a germinação, o desenvolvimento de plântulas de *Smilax polyantha* foi analisado para compreender a formação do sistema subterrâneo. Para a análise da ontogênese do sistema subterrâneo foram seccionadas plantas em diferentes estágios de desenvolvimento entre um e doze meses. Uma das características mais marcantes desta espécie é a presença de dois sistemas de ramificação caulinar. A plúmula dá origem ao primeiro sistema caulinar de ramificações com geotropismo negativo. As gemas axilares subterrâneas desse primeiro eixo caulinar originam o segundo eixo caulinar com geotropismo positivo. O crescimento horizontal e o espessamento do órgão subterrâneo dependem do desenvolvimento de gemas axilares de nós basais dos ramos anteriores. A gema cotiledonar não participa da formação do caule subterrâneo, como descrito anteriormente na literatura para este gênero, mas as gemas axilares basais dos ramos caulinares aéreos originam o segundo eixo de ramificação caulinar subterrâneo. Neste estudo, após ser discutida a terminologia mais adequada, sugere-se chamar o caule subterrâneo dessas espécies de rizóforo.
Palavras-chave: *anatomia, desenvolvimento, salsaparrilha, rizoma, rizóforos.*

Introduction

The *Smilax* genus consists of approximately 30 species widely distributed across the Brazilian territory. Plants are known as "salsaparrilha" and "japecanga" in the Brazilian popular medicine. However, even nowadays, these species are explored only by extractivism.

Studies on seed germination are important to solve taxonomic and phylogenetic problems, to contribute to the knowledge of plant morphology through the ontogenesis, to recognize species in the field. Moreover, these studies reinforce the necessity of conservation of *Smilax* species in forest and tropical savanna (Cerrado) areas of Brazilian central region (Andreata & Pereira 1990).

Several authors investigated the germination and development of *Smilax* species (Holm 1890, Andreata 1980, Pogge & Bearce 1989, Andreata & Pereira 1990, Andreata & Menezes 1999, Rosa & Ferreira 1999, D'Antuono & Lovato 2003, Santos et al. 2003). However, there are conflicting results on the seed germination rates.

Holm (1890) extensively investigated and described the development of the underground systems of some North American species of *Smilax* without anatomical data. Andreata & Pereira (1990) described the post-seminal development as divided into seedling and young plant stages. According to the authors, the seedlings were characterized by the presence of eophyll and the young plants by the presence of protophylls. Andreata & Menezes (1999) described the underground system in *Smilax quinquenervia* using both morphological and anatomical features, defining this system as rhizophores based on its origin.

This study presents seed germination and seedling and young plant morphology of *Smilax polyantha* Grisebach and discusses the terminology of the underground system.

Material and methods

1. Plant Material

Seedlings were obtained by germination studies from seeds of *Smilax polyantha* Grisebach collected from several adult plants in Pratânia-SP (S 22° 48' 54, 5'' W 48° 44' 33,2'') and Mogi Guaçu, SP (S 22° 15' 18,9'' W 47° 9' 15,7''), in Cerrado areas in southeastern Brazil, during April and May of 2006. The voucher of the specimen (107664) was deposited in the ESA Herbarium, Brazil. Seedlings were cultivated in greenhouse during one year after germination.

2. Germination study

The experiment was conducted in a completely randomized design with six different treatments (15-35 °C, 20-30 °C, 20-35 °C, 20 °C, 25 °C and 30 °C) and eight replications. All treatments were exposed to a daily photoperiod of eight hours. For each replication, a germination box (11 × 11 × 3 cm) with cover was used, where 292 g of sand was added, containing 45mL of water (60% of the restrained value) with 25 seeds.

The experiment was established in October 2006 and finished in November 2007. The seeds in which a normal-appearing embryo was observed were submitted to tetrazolium test (Brasil 1992) to determine their viability. In that test, immediately following the longitudinal section, the seeds were placed into a small plastic cup containing 1% tetrazolium. This container was covered with aluminum sheet to prevent the evaporation of the solution and kept at 30 °C for 24 hours. The seeds with red-colored embryo were considered viable.

Analyses of variance were performed (one factor: treatment), using Tukey's test in order to identify possible differences between number of germinated seeds among treatments ($p \leq 0.05$).

3. Morphology and anatomy

The observation of seedlings and young plants development was performed from December 2006, when the first seedlings were obtained, to December 2007. The definition and differentiation of seedlings and young plants were based on *Smilax* studies by Andreata & Pereira (1990).

Seedlings and young plants at different stages were fixed in Karnovsky solution (Karnovsky 1965), dehydrated in ethanol series and stored in 70% ethanol. The morphology of the vegetative organs was registered through photographs and botanical illustrations. The morphology of the seedlings was described according to Tillich (2007).

For the anatomical analysis, samples from different developmental stages of *Smilax polyantha* were fixed as above described, dehydrated in ethylic series and embedded in historesin (Leica Historesin). Serial sections were cut at 8-10 µm thickness on a rotary microtome (Sass 1951) and stained with toluidine blue O (Sakai 1973). Permanent slides were mounted in synthetic resin "Entellan". Images from slides were captured digitally through a Leica DMLB microscope with a video camera attached to a PC, using Leica, IM50 image analysis software.

Results

1. Germination study

The highest number of germinated seeds was found at 30 °C, followed by 20-30 °C (Table 1). Rates of germination for both treatments were 27% and 14.5%, respectively (Table 1). By analyzing the viability of seed with tetrazolium test (Table 1), it was possible to verify that 86% of the seeds continued to be viable in the treatment 20 °C and 50% in the treatment 30 °C. Seeds which were considered to be viable had an embryo with reddish colour after the immersion in tetrazolium solution. Non-viable seeds were those with destroyed embryo (by fungi) or with no reddish colour after the test. Few seeds were found with no embryo (not viable seeds), as well as viable seeds with two embryos.

Although there is no significant difference between the temperatures 30 °C and 20-30 °C (Table 2), the percentage values suggest that temperature 30 °C should be used for seed germination of the studied species. The other four treatments showed a low number of germinated seeds, with rates of germination below 5% (1.0%, 4.0%, 2.5% and 3.5% for 20 °C, 25 °C, 15-35 °C and 20-30 °C, respectively).

Several other factors were analyzed for seed germination under 30 °C but none of them improved their rates of germination (data not shown). As seeds were viable and presented satisfactory absorption

Table 1. Seed viability of *Smilax polyantha* after tetrazolium test at the end of seed germination experiment. (V) Number of seeds not germinated, but still viable; (NV) Number of seeds not germinated and not viable; percentage of seed germination (G %).

Tabela 1. Viabilidade das sementes de *Smilax polyantha* após o teste do Tetrazólio ao final do experimento de germinação de sementes. (V) Número de sementes não germinadas, mas ainda viáveis; (NV) Número de sementes não germinadas e não viáveis; Porcentagem de germinação de sementes (G %).

	20 °C		**25 °C**		**30 °C**		**15-35 °C**		**20-30 °C**		**20-35 °C**	
	V	**NV**	**V**	**NV**	**V**	**NV**	**V**	**NV**	**V**	**NV**	**V**	**NV**
Number of seeds	172	26	160	32	100	46	164	31	145	26	166	27
Seeds germinated	2		8		54		5		29		7	
G%	1.0		4.0		27.0		2.5		14.5		3.5	

of water, it is possible that the low germination percentage of this species might be associated with the seed metabolism.

2. Morphology and anatomy of seedlings

The germination of this species was cryptohypogeal (Figure 1a). At the beginning of germination, the cotyledonary sheath, plumule, hypocotyl and radicle are pushed through the testa on the opposite side of the hilum (Figures 1, 2a).

The cotyledon was compact and consisted of a haustorial hyperphyll and a short cotyledonary sheath embracing the cotyledonary node and protecting the plumule axis (Figure 1b). The cotyledonary sheath exhibited idioblasts with raphides.

Both hypocotyl and epicotyl were very short (480 µm and 200 µm in length, respectively) and the first plumular leaf and the first axillary bud were basally embraced by the cotyledonary sheath (Figure 2a).

In transection, the hypocotyl was composed by a uniseriated epidermis with stomata, the cortex was parenchymatous and a few cells of its innermost layer (endodermis) exhibited U-shaped thickenings. The vascular cylinder was a transition zone where it was not possible to analyze the maturation of the protoxylem strands and the arrangement of xylematic and phloematic elements (Figure 1c). The primary root showed uniseriate epidermis, cortex with isodiametrical cells, idioblasts with raphides, endodermis with thick-walled cells and a vascular cylinder – tetrarch and protostelic – surrounded by a uniseriated pericycle with thin-walled cells (Figure 1d).

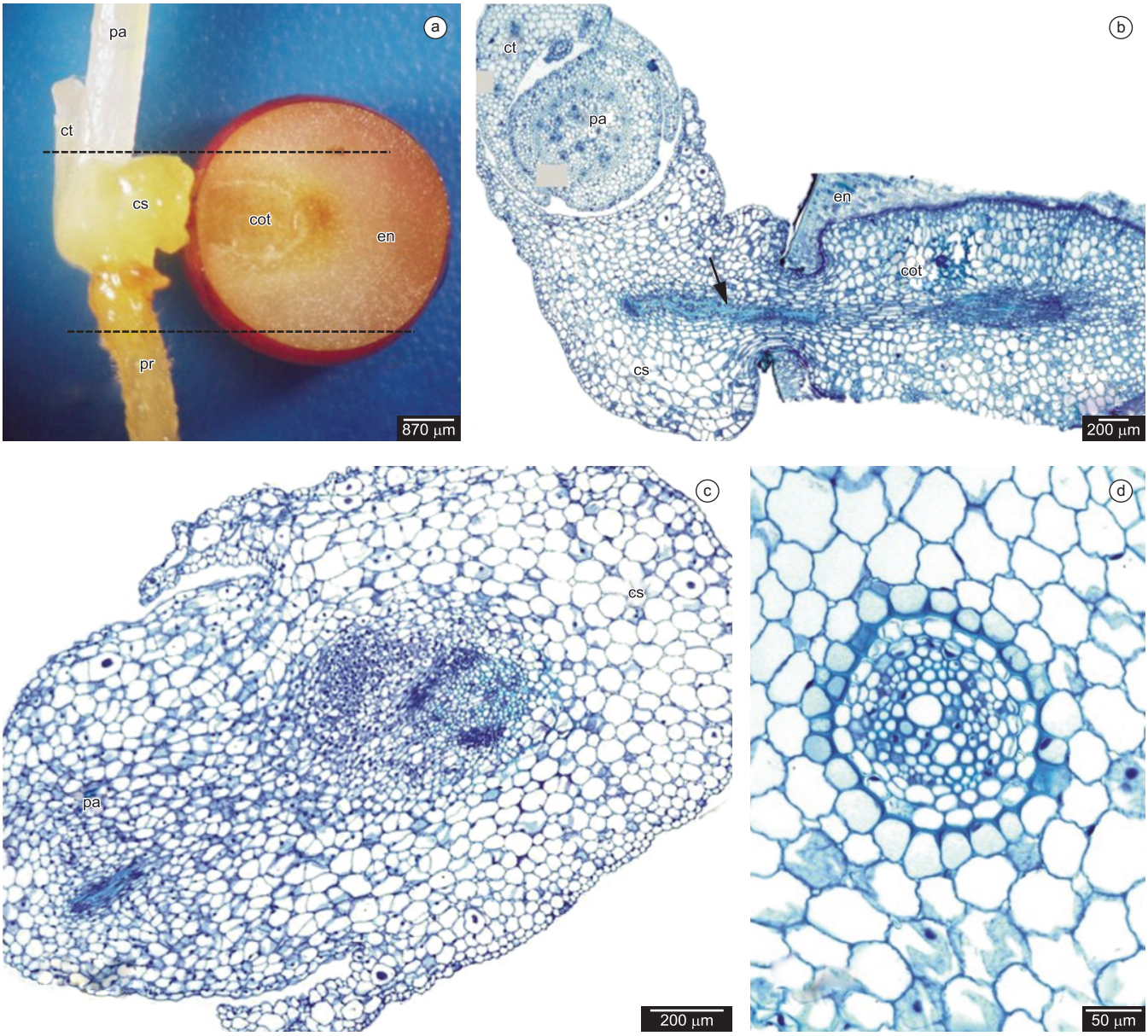


Figure 1. a) Seedling of *Smilax polyantha* with few days after germination. Dotted lines indicate the cross sectioned sector showed from b to d. b) Cotyledon consisting of a haustorial hyperphyll (cot) and a short cotyledonary sheath (cs) protecting the plumular axis (pa). c) Vascular transition region below of the insertion of the cotyledon and the cotyledonary sheath. d) Primary root. cs = cotyledonary sheath; cot = cotyledon; ct = cataphyll; en = endosperm; pa = plumular axis; pr = primary root; arrow = vascular tissue.

Figura 1. a) Plântula de *Smilax polyantha* poucos dias após a germinação. As linhas pontilhadas indicam a região seccionada apresentada em b a d. b) O cotilédone é haustorial (cot) e a bainha cotiledonar é curta (cs) protegendo o eixo caulinar plumular (pa). c) Região de transição vascular abaixo da inserção dos cotilédones e da bainha cotiledonar. d) Raiz primária. cs = bainha cotiledonar; cot = cotilédone; ct = catafilo; en = endosperma; pa = eixo caulinar plumular; pr = raiz primária; arrow = tecido vascular.

The plumule of these seedlings gave rise to at least three cataphylls before foliage leaves (eophylls) were produced. The cataphylls were hyaline, apiculate, one on each node, alternate and amplexicaul. They showed three collateral vascular bundles and stomata were observed in the epidermis of the cataphyll and cotyledonary sheath.

Serial longitudinal (Figure 2a) and cross sections (Figure 2b, c) of different seedlings allowed us to verify that the cotyledonary bud did not play a role in the rhizophore formation. There was a meristematic area that corresponded to a rudimentary cotyledonary bud at the insertion point of the cotyledonary sheath with the cotyledon (Figure 2c).

Following the development of the seedling from one month to one year of age (Figure 3), it was possible to verify that the primary root was not short-lived as in other monocotyledons, whereas it did not have a conspicuous growth.

One-month-old seedlings had the primary root and white adventitious roots, plumular axis with two cataphylls and the seed was still attached to the seedling (Figure 3a, c).

Five-month-old seedlings contained three visible hyaline cataphylls, the eophyll, the first metaphyll and its first stem ramification. The basis of the two-caulinar branches started to enlarge (Figure 3d, e), but some parts of the seed remained attached.

One-year-plants had three aerial branches (Figures 3f, 4a). The primary root was still present but it was very difficult to distinguish it from the adventitious roots in different developmental stages from the basal region of the stem branches (Figure 3f). The anatomical analysis of the enlarged caulinar basis (Figure 4b) showed that the horizontal growth and the subsequent thickening of the underground organ depended on the axillary buds development from basal nodes of the previous branches.

Table 2. Analysis of variance of the number of germinated seeds of *Smilax polyantha*. Data were transformed into the square root of (x + 0.5) to reduce variation. Values of F and the coefficient of variation (CV). Different letters mean significant differences between treatments (Tukey's test, $p \leq 0.05$).

Tabela 2. Análise de variância do número de sementes germinadas de *Smilax polyantha*. Os dados foram transformados na raiz quadrada de (x + 0.5) para reduzir a variação. Valores de F e do coeficiente de variação (CV). Letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos (Teste de Tukey, $p \leq 0.05$).

Treatments	Germinated seeds
20 °C	0.8365[b]
25 °C	1.1358[b]
30 °C	2.5833[a]
15-35 °C	1.0105[b]
20-30 °C	1.9760[a]
20-35 °C	1.1197[b]
CV (%)	34.2324
F (treatments)	15.32***

*** $p \leq 0.001$

Discussion

Holm (1890) was the first author to describe the morphology of the underground stem of *Smilax rotundifolia* and *S. glauca*, which are common species in North America. According to Holm (1890), the thickened region of the underground system of *Smilax rotundifolia* is called rhizome, and its origin is in the axillary bud of the cotyledon. Andreata & Menezes (1999) also described the formation of the underground stem in *Smilax quinquenervia* from the cotyledonary bud. However, in *S. polyantha* the cotyledonary bud is rudimentary and the origin of the underground stem is from the axillary bud of the first cataphyll at the plumular axis.

Underground stems as the ones of the genus *Smilax* are used to be called 'rhizome' (Holm 1890, Arber 1925, Raunkiaer 1934, Troll 1937, Holttum 1955). Troll (1937) defined rhizomes as underground stems, growing under the surface of the soil, with internodes and nodes, with cataphylls, their axillary buds and, of course, with adventitious roots. Their main feature is a thick structure, which is necessary to store nutrients. Several papers dealt with this definition and gave detailed information about the rhizomes of different species (Troll 1937, Bell & Tomlinson 1980, Pütz & Sukkau 2002).

Andreata & Menezes (1999) described the underground stem of the *Smilax quinquenervia* as rhizophore. Rhizophores are the second vegetative stem branching system in plants whose plumule gives rise to the aerial vegetative branching system. The great difference between rhizome and rhizophore is that rhizome originates from the plumule (Holm 1929, Troll 1937) and constitutes the only vegetative stem branching system of the plant. Rhizophore arises from the cotyledonary bud (Andreata & Menezes 1999; Hayashi &Appezzato-da-Glória 2005), from the thickening of the hypocotyl

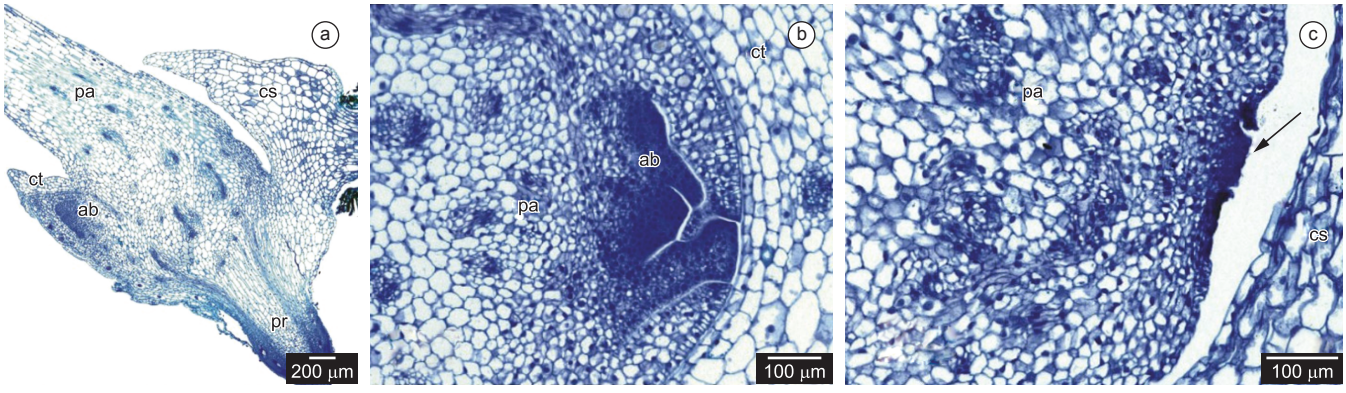


Figure 2. a) Longitudinal and b,c) cross sections of seedlings of *Smilax polyantha* a few days after germination at a similar sector indicated in a. Notice the short epicotyl and a rudimentary cotiledonary bud (Figure c, arrow). The first axillary bud of the cataphyll (ct) is seen in detail in a and b. ab = axillary bud; cs = cotyledonary sheath; ct = cataphyll; pa = plumular axis; pr = primary root.

Figura 2. a) Secções longitudinal e b,c) transversais de plantas de *Smilax polyantha* poucos dias após a germinação na região indicada em a. Detalhe do epicótilo curto e gema axilar rudimentar (Figura c, seta). A primeira gema axilar (ct) é visualisada em detalhe em a e b. ab = gema axilar; cs = bainha cotiledonar; ct = catafilo; pa = eixo caulinar plumular; pr = raiz primária.

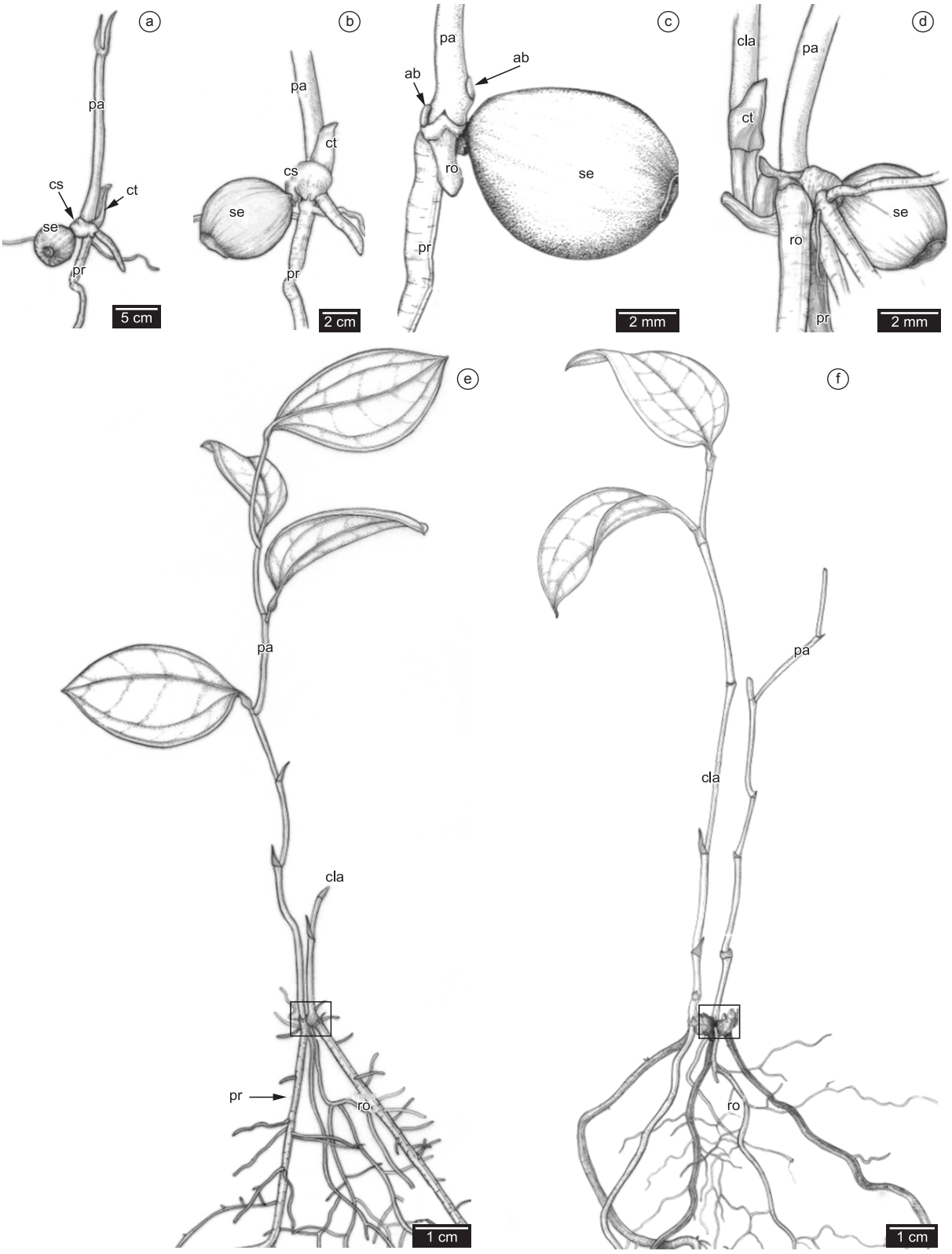


Figure 3. Seedlings and one-year-old plant of *Smilax polyantha.* a,c) One-month-old seedlings. c) Two axillary buds are indicated after removing the cataphyll. d) The detail of the underground stem indicated in E. e) Five-month-old seedling. f) One-year-old plant. The sector indicated in E is shown in Figure 4. ab = axillary bud; cla = caulinar axis from axillary bud development; cs = cotyledonary sheath; ct = cataphyll, pa = caulinar axis from plumular development; pr = primary root; ro = adventitious roots; se = seed.

Figura 3. Plantas jovens e plantas com um ano de idade de *Smilax polyantha.* a,c) Plantas com um mês de desenvolvimento. c) A remoção dos catafilos evidencia as duas gemas axilares. d) Detalhe do caule subterrâneo indicado em E. e. Planta com cinco meses de desenvolvimento. f) Planta com um ano de idade. A região indicada em E está em detalhe na Figura 4. ab = gema axilar; cla = eixo caulinar originado pelo desenvolvimento de uma gema axilar subterrânea; cs = bainha cotiledonar; ct = catafilo, pa = eixo caulinar desenvolvido pela plúmula; pr = raiz primária; ro = raiz adventícia; se = semente.

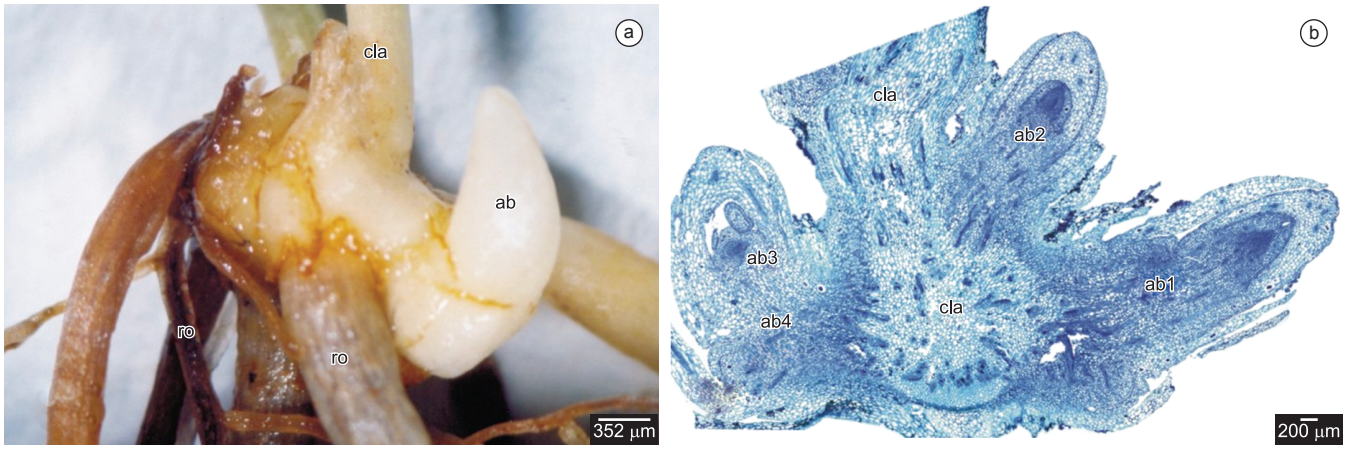


Figure 4. a,b) Rhizophore of *Smilax polyantha*. b) Longitudinal section. There are two caulinar axis (cla) and four buds. Note the horizontal growth and the subsequent thickening of the underground organ depend on the axillary buds (ab) development from basal nodes of the previous branches. ro = roots.

Figura 4. a,b) Rizóforo de *Smilax polyantha*. b) Secção longitudinal. Dois eixos caulinares (cla) e quatro gemas axilares. Detalhe do crescimento e do espessamento do caule subterrâneo dependente das gemas axilares (ab) que se desenvolvem de nós basais de ramos caulinares pré-existentes. ro = raízes.

(Menezes 2006) or from the first axillary bud of the plumular axis as described in *S. polyantha*.

As important as the adequate use of the terminology and the description of the morphology is the necessity of discussing the strategy of survival of this species in the Cerrado environment. According to Pütz (2006), we cannot consider the underground systems to be static. Rhizophores as found in *S. polyantha* and rhizomes are dynamic systems that fulfill some survival aspects, such as occupancy sites, clonal growth and vegetative dispersal.

Smilax polyantha had low rates of germination (27%) compared to *Smilax campestris* (Rosa and Ferreira, 1999), *S. glauca* and *S. rotundifolia* (Pogge & Bearce 1989). Rosa & Ferreira (1999) observed 71% of germinated seeds under constant 30 °C and continuous light and 51% under alternate temperatures of 25/35 °C, while Pogge & Bearce (1989) found rates of 95% for *S. rotundifolia* and 82% for *Smilax glauca* under constant 22 °C.

Considering the Cerrado environment (high temperatures and radiation levels and unfertile sandy soil), where *S. polyantha* can be found, we believe that the low germination percentage of this species is not only related to temperature and light for germination of seeds, as tested by the above cited authors. Since a high number of seeds were still viable after one year of experiment some seed intrinsic factors might be responsible for the delay of germination enhancing viability of the seeds as reported by Baskin & Baskin (2001) for *Smilax glauca* and *S. rotundifolia*.

According to Andreata (1980), the beginning of germination can vary between 39 and 93 days for the seeds of *Smilax rufescens*, *S. elastica*, *S. syphylitica*, *S. quinquenervia* and *S. syringoides*. *S. polyantha* took at least 62 days. Rosa & Ferreira (1999) viewed the beginning of germination after 30 days to *S. campestris* and Pogge & Bearce (1989) only obtained 50% of seed germination after 60 days to *S. glauca* and *S. rotundifolia*.

The delay at the beginning of germination in *Smilax* was already considered as a period of dormancy of the seed (Santos et al. 2003). However, *S. polyantha* seeds did not have difficulties in absorbing water.

Although *S. polyantha* has a low rate of germination, at the beginning of the seedling development these plants already have axillary buds in the underground stem that allow them to survive and to sprout after fire, a common disturbance event in Cerrado ecosystems (Coutinho 1982, Hoffmann 1998, Medeiros & Miranda 2008). On the other hand, this type of strategy assures a successful establishment and thus, survival in the environment. The presence of underground axillary buds and the capacity of sprouting should be examined under ecological point of view of clonal growth (compare Klimeš et al. 1997).

Regarding the efforts of conservation biologists in protecting species from the Cerrado, we could consider *S. polyantha* as a threatened species, mainly because of the extractivism activity. On one hand, this species showed low rates of germination and very slow development. On the other hand, the part used in the popular medicine is the underground system. Hence, extractivism activities hinder sprouting and may therefore be a great threat to the protection of this species in Cerrado ecosystems.

Conclusion

The morphological and anatomical analyses confirm that the underground system of *Smilax polyantha* is a rhizophore since it constitutes a second cauline system in the plant. Its origin is from the axillary bud of the first cataphyll at the plumular axis and not from cotyledonary buds as previously reported for other *Smilax* species.

Acknowledgements

We thank to FAPESP (São Paulo Council for Research) – BIOTA Program (Project Proc. nº 05/54984-5 and Proc. nº 05/58964-9), for the financial support. We also thank the technical laboratory support of Marli K. M. Soares and Helena P. Chamma. We are thankful to Wiebeke Bruhn, Stefanie Theler, Frauke Müller and Alessandra Fidelis for the English review. We also thank the coordinator of the Reserva Biológica e Estação Experimental de Mogi Guaçu, Instituto de Botânica and the owners of the Fazenda Palmeira da Serra, Pratânia-SP, for giving permission to collect plant material for this study.

References

ANDREATA, R.H.P. 1980. *Smilax* Linnaeus (Smilacaceae): Ensaio para uma revisão das espécies brasileiras. Arq. Jard. Bot. Rio J. 24:179-301.

ANDREATA, R.H.P. & MENEZES, N.L. 1999. Morfoanatomia do embrião, desenvolvimento pós-seminal e origem do rizóforo de *Smilax quinquenervia* Vell. Bol. Bot. Univ. São Paulo 18:39-51.

ANDREATA, R.H.P. & PEREIRA, T.S. 1990. Morfologia das plântulas de algumas espécies de *Smilax* L. Pesqui. Bot. 41:7-24.

ARBER, A. 1925. Monocotyledons: a morphological study. Cambridge University Press, Cambridge.

BASKIN, C.C. & BASKIN, J.M. 2001. Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Academic Press, San Diego, Califórnia.

BELL, A.D. & TOMLINSON, P. B. 1980. Adaptive architecture in rhizomatous plants. Bot. J. Linn. Soc. 80:125-160. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.1980.tb01662.x

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. 1992. Regras para Análise de Sementes. SNAD-DNDV- CLAV, Brasília.

COUTINHO, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In Ecology of tropical savannas (B. J. Huntley & B. H. Walker, eds). Springer Verlag, Berlin, p. 273-291.

D'ANTUONO, L.F. & LOVATO, A. 2003. Germination trials and domestication potential of three native species with edible sprouts: *Ruscus aculeatus* L., *Tamus communis* L. and *Smilax aspera* L. Acta Hortic. 598:211-218.

HAYASHI, A.H., APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. 2005. The origin and anatomy of rhizophores in *Vernonia herbacea* and *V. platensis* (Asteraceae) from the Brazilian Cerrado. Aust. J. Bot. 53:273-279. http://dx.doi.org/10.1071/BT04094

HOFFMANN, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. J. Appl. Ecol. 35:422-433. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00321.x

HOLM, T. 1890. Contributions to the knowledge of the germination of some North American plants. Mem. Torr. Bot. Club 2:57-108.

HOLM, T.1929. The application of the term "rhizome". Rhodora 361:6-20.

HOLTTUM, R.E. 1955. Growth-habits of monocotyledons - variations on a theme. Phytomorphology 5:399-413.

KARNOVSKY, M.J. 1965. A formaldehyde-glutaraldehyde fixative of high osmolality for use in electron microscopy. J. Cell Biol. 27:137-138.

KLIMEŠ, L., KLIMEŠOVÁ, J., HENDRIKS, R. & GROENENDAEL, J. van. 1997. Clonal plant architecture: a comparative analysis of form and function. In The ecology and evolution of clonal plants (H. Kroon & J. van. Groenendael, eds). Backhuys Publishers, Leiden, p. 1-29.

MEDEIROS, M.B. & MIRANDA, H.S. 2008. Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. Edinb. J. Bot. 65:53-68. http://dx.doi.org/10.1017/S0960428608004708

MENEZES, N.L. 2006. Rhizophores in *Rhizophora mangle* L: an alternative interpretation of so-called ''aerial roots''. An. Acad. Bras. Ciênc. 78:213-226. http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652006000200003

POGGE, F.L. & BEARCE, B.C. 1989. Germinating Common and Cat Greenbrier. Tree Planters' Notes 40:34-37.

PÜTZ, N. 2006. Seedling establishment, underground kinetics, and clonal reiteration: How do *Potentilla inclinata* and *Inula ensifolia* get their multifunctional subterranean systems? Flora 201:298-306.

PÜTZ, N. & SUKKAU, I. 2002. Seedling establishment, bud movement, and subterranean diversity of subterranean systems in Apiaceae. Flora 197:385-393.

RAUNKIAER, C. 1934. The life form of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford.

ROSA, S.G.T. & FERREIRA, A.G. 1999. Germination of medicinal plant: *Smilax campestris* Griseb. (salsaparrilha). Acta Hortic. 502:105-111.

SAKAI, W.S. 1973. Simple method for differential staining of paraffin embedded plant material using toluidine blue O. Stain Tech. 48:247-249.

SANTOS, M.R.A., PAIVA, R., GOMES, G.A.C, PAIVA, P.D.O. & PAIVA, L.V. 2003. Estudos sobre superação de dormência em sementes de *Smilax japecanga* Grisebach. Ciênc. Agrotec. Lavras 27:319-324.

SASS, J.E. 1951. Botanical microtechnique. Iowa State University Press, Ames.

TILLICH, H.J. 2007. Seedling diversity and the homologies of seedlings organs in the order Poales (Monocotyledons). Ann. Bot. 100:1413-1429. PMid:17933843. PMCid:2759217. http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcm238

TROLL, W. 1937. Vergleichende Morphologie der höheren Pflanzen, 1.Vegetationsorgane. Borntraeger, Berlin.

Received 22/06/2010
Revised 14/03/2011
Accepted 06/04/2011

Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: vegetação e heterogeneidade ambiental

Marco Antonio Assis[1], Eduardo Magalhães Borges Prata[1], Fernando Pedroni[2], Maryland Sanchez[2], Pedro Vasconcellos Eisenlohr[3,8], Fernando Roberto Martins[3], Flavio Antonio Maës dos Santos[3], Jorge Yoshio Tamashiro[3], Luciana Ferreira Alves[4], Simone Aparecida Vieira[5], Marisa de Cássia Piccolo[5], Susian Christian Martins[5], Plínio Barbosa de Camargo[5], Janaina Braga do Carmo[6], Eliane Simões[7], Luiz Antonio Martinelli[5] & Carlos Alfredo Joly[3,8]

[1]Departamento de Botânica, Instituto de Biociências de Rio Claro, CP 199, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil, e-mail: massis@rc.unesp.br; eduardoprata@ymail.com
[2]Departamento de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, CEP 78698-000, Pontal do Araguaia, MT, Brasil, e-mail: fpedroni@ufmt.br; maryland@ufmt.br
[3]Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil, e-mail: pedrov.eisenlohr@gmail.com; fmartins@unicamp.br; fsantos@unicamp.br; tamashi@unicamp.br; cjoly@unicamp.br
[4]Instituto de Botânica, São Paulo, SP, Brasil, Institute of Arctic and Alpine Research – INSTAAR, Campus Box 450, University of Colorado, Boulder CO, USA 80309, e-mail: luciana.alves@colorado.edu
[5]Laboratório de Ecologia Isotópica/CENA, Universidade de São Paulo – USP, CP 96, e-mails: sivieira@unicamp.br; mpiccolo@cena.usp.br; susian@cena.usp.br; pcamargo@cena.usp.br; martinelli@cena.usp.br
[6]Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus Sorocaba, Rodovia João Leme dos Santos, km 110, CEP 18052-780, Sorocaba, SP, Brasil, e-mail: jbcarmo2008@gmail.com
[7]Núcleo Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar, Secretaria do Estado do Meio Ambiente, Rod. BR 101, Km 8, CP 157, CEP 11680-000, Ubatuba, SP, Brasil, e-mail: licanp@terra.com.br
[8]Autores para correspondência: Pedro V. Eisenlohr, e-mail: pedrov.eisenlohr@gmail.com; Carlos Alfredo Joly, e-mail: cjoly@unicamp.br

ASSIS, M.A., PRATA, E.M.B., PEDRONI, F., SANCHEZ, M., EISENLOHR, P.V., MARTINS, F.R., SANTOS, F.A.M., TAMASHIRO, J.Y., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., PICCOLO, M.C., MARTINS, S.C., CAMARGO, P.B., CARMO, J.B., SIMÕES, E., MARTINELLI, L.A. & JOLY, C.A. **Restinga and Lowland forests in coastal plain of southeastern Brazil: vegetation and environmental heterogeneity**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn02111022011

Abstract: It was evaluated the floristic similarity between two Atlantic Rainforest physiognomies in Brazilian coast area, herein called Restinga and Lowland forests. The hypothesis was that, due the differences in geomorphologic processes, these forests would differ on soil physical and chemical properties, floristic composition, live above-ground biomass and litterfall production. It was sampled 1 ha (100 × 100 m) for each site located in Ubatuba, São Paulo state, SE Brazil. Within each hectare it was recorded trees with DBH > 4.8 cm in all 10 × 10 m contiguous plots, and collected soil and litterfall samples. The cluster and ordination analyses indicated the two communities as distinct groups considering soil and floristic composition, agreeing with the initial hypothesis. Species diversity was higher ($p < 0.0001$) in the Lowland forest (H' = 4.00 nats.individual^{-1}) than in the Restinga (H' = 3.38 nats. individual^{-1}). However, litterfall production and biomass did not differ ($p > 0.05$) between the two forests. This apparent paradox could be explained assuming that, since different species establish themselves in the Restinga or Lowland forests and find a favorable spectrum of conditions and resources, they would tend to persist and to develop in that place; even so the edaphic conditions differ between the Restinga and Lowland forests, each species could respond in a particular way to these variations, and then both forests could reach similar values of biomass and litterfall production. It is probable that the environmental filter conditioned by soils has being important for the strong floristic segregation between these two forests.
Keywords: *atlantic forest, biomass, litterfall, multivariate analysis.*

ASSIS, M.A., PRATA, E.M.B., PEDRONI, F., SANCHEZ, M., EISENLOHR, P.V., MARTINS, F.R., SANTOS, F.A.M., TAMASHIRO, J.Y., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., PICCOLO, M.C., MARTINS, S.C., CAMARGO, P.B., CARMO, J.B., SIMÕES, E., MARTINELLI, L.A. & JOLY, C.A. **Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: vegetação e heterogeneidade ambiental.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn02111022011

Resumo: Foram avaliadas semelhanças florísticas entre duas fisionomias de Floresta Atlântica na região costeira do Brasil, denominadas Floresta de Restinga e Floresta das Terras Baixas. A hipótese era que, devido à diferença nos processos geomorfológicos, essas duas florestas difeririam em variáveis físico-químicas dos solos, composição florística, biomassa aérea e produção de serapilheira. O trabalho foi conduzido em uma área de 1 ha (100 × 100 m) em cada tipo de floresta, no município de Ubatuba, São Paulo. Foram registrados e medidos todos os indivíduos arbóreos com DAP > 4,8 cm e coletadas amostras de solo e serapilheira. As análises de agrupamento e de ordenação indicaram que os solos e principalmente a flora distribuem-se como grupos bem definidos, concordando com a hipótese de distinção entre as duas florestas. A diversidade de espécies foi maior ($p < 0.0001$) na Floresta de Terras Baixas (H' = 4,00 nats.indivíduo^{-1}) do que na Restinga (H' = 3,38 nats.indivíduo^{-1}). No entanto, a produção de serapilheira e a biomassa não diferiram ($p > 0,05$) entre as duas florestas. Esse aparente paradoxo poderia ser explicado supondo-se que, uma vez que espécies diferentes consigam se estabelecer na Restinga ou nas Terras Baixas e encontrem um espectro favorável de condições e recursos, elas tenderiam a persistir e se desenvolver naquele local; nesse caso, embora as condições edáficas difiram entre as duas áreas, cada espécie responderia de modo particular a essas variações, de modo que as florestas poderiam atingir valores semelhantes de biomassa e produção de serapilheira. É provável que o filtro ambiental condicionado pelos solos esteja sendo importante para a forte separação florística entre essas duas florestas.

Palavras-chave: *floresta atlântica, biomassa, serapilheira, análise multivariada.*

Introdução

Na planície costeira do Brasil, há sedimentos predominantemente arenosos que podem ter diferentes origens e feições, como dunas móveis e fixas, terraços marinhos e fluviais, restingas e planícies aluviais ou de inundação (Ponçano et al. 1981). Nessa planície, ocorrem variados tipos de vegetação (campos, escrubes e florestas) que, segundo Rizzini (1997), fazem parte do Complexo da Restinga. Na literatura, a palavra restinga tem várias acepções. Na acepção geomorfológica restrita, as restingas seriam parte da planície costeira, formadas por sedimentos depositados pelo mar como resultado das transgressões e regressões ocorridas nos oceanos nos últimos milhares de anos, relacionadas a períodos glaciais e interglaciais (Araújo & Lacerda 1987). Compreendem cordões de areia depositados paralelamente à linha da costa em decorrência da dinâmica construtiva e destrutiva do mar, preenchendo ou tendendo a preencher reentrâncias mais ou menos extensas do litoral (Leinz & Leonardos 1977, Guerra & Guerra 1997). Na acepção geomorfológica ampla, a palavra restinga designa de modo geral a planície costeira, em decorrência da enorme dificuldade de distinguir entre as diferentes feições geomorfológicas (terraços marinhos e aluviais, planícies de inundação etc.). Na acepção botânica, as restingas se referem a um grande conjunto de formas de vegetação (Rizzini 1997, Assis et al. 2004).

No Complexo da Restinga, algumas de suas formações são florestais, recebendo por vezes a denominação de "florestas de restinga" (César & Monteiro 1995). A flora e a estrutura dessas florestas são ainda pouco conhecidas (Cesar & Monteiro 1995, Lacerda 2001) e menos conhecidas ainda são as relações entre essas florestas e outras também localizadas na Província Costeira (Ponçano et al. 1981), como as florestas situadas no início (sopé) da encosta, classificadas como Floresta Ombrófila Densa (FOD) das Terras Baixas no sistema de Veloso et al. (1991). Entre essas duas fitofisionomias florestais, características como solos, regime hídrico e vegetação comumente se modificam. Porém, ainda não se investigou em que medida solos e vegetação diferem. Considerando uma situação em que essas florestas ocorram geograficamente próximas, uma Floresta de Restinga seria distinta de uma FOD das Terras Baixas? Respostas a esse tipo de questão são úteis para se ampliar o conhecimento sobre a variação e a heterogeneidade florística, estrutural e edáfica da Mata Atlântica, permitindo a formulação de práticas conservacionistas nesse *hotspot* (Myers et al. 2000).

Para investigar possíveis semelhanças entre uma Floresta na Restinga e outra no início da encosta (aqui denominada genericamente de Terras Baixas), deve-se primeiramente ter claro que a vegetação que cobre qualquer área do planeta é condicionada por três fatores primordiais: clima, solo e histórico de perturbações (Brown & Lomolino 2006). O clima regional é essencialmente o mesmo entre a Floresta de Restinga e as Terras Baixas na costa sudeste do Brasil. O solo parece ter um papel especial na região litorânea, onde processos erosivos e de sedimentação resultam nos substratos peculiares das planícies costeiras (Villwock 1987). Conforme a região considerada, pode haver sedimentação eólica direta nas baixadas litorâneas mais próximas do mar, ou sedimentação eólica juntamente com sedimentação coluvial nas Terras Baixas (Corrêa et al. 2008). Quanto às perturbações (e ainda considerando os solos), na Restinga pode haver inundações periódicas com água doce ou salobra, que exercem forte papel seletivo, pois poucas espécies arbóreas sobrevivem à saturação hídrica do solo (Oliveira & Joly 2010). Nas Terras Baixas os deslizamentos da encosta representam mais um mecanismo de formação de clareiras, favorecendo o estabelecimento e a persistência de espécies que dependem destas para germinar (Denslow 1987), o que pode resultar em um aumento da diversidade.

A composição de uma comunidade madura é resultado de processos estocásticos e determinísticos atuando como filtros ou peneiras que selecionariam as espécies capazes de chegar, se estabelecer e persistir em cada ambiente (Ackerly 2003). O filtro da dispersão atua na chegada de propágulos a uma área, enquanto filtros ambientais, como por exemplo o solo, atuam na capacidade de sobrevivência de indivíduos nesta área. Considerando situações nas quais tanto a Restinga quanto as Terras Baixas estariam sob mesmo clima regional, poderia se questionar se as diferenças edáficas entre essas áreas atuariam como filtros, determinando composições florísticas distintas.

Também é importante investigar, numa comparação entre florestas tropicais, a estrutura das comunidades arbóreas considerando indicadores funcionais, pois estes podem contribuir para uma caracterização mais abrangente da vegetação (por exemplo, Chave et al. 2001). Dois importantes indicadores funcionais dos ecossistemas tropicais são a biomassa viva acima do solo e a produção da serapilheira. Estima-se que, nas florestas tropicais, grande parte do carbono esteja estocada na biomassa, representando grande fração da produtividade global (Malhi et al. 1999). Segundo Brunig (1983), a biomassa pode variar de acordo com o solo e a altitude. Por sua vez, a quantidade de serapilheira encontrada no solo depende da relação

entre a taxa de sua deposição e a velocidade de sua decomposição, a qual é influenciada diretamente por variáveis ambientais como precipitação e temperatura (Spain 1984). Essas variáveis são essencialmente as mesmas entre florestas de Restinga e das Terras Baixas em uma mesma região. Porém, além dessas variáveis, outros fatores condicionam a quantidade de serapilheira que é depositada no solo, dentre os quais altitude, características físico-químicas dos solos, composição florística e estrutura comunitária (Vitousek 1982, Londsdale 1988, Facelli & Pickett 1991, Sundarapadian & Swamy 1999), os quais podem variar entre essas duas florestas. Embora o conhecimento sobre a variabilidade da biomassa e da produção de serapilheira nas florestas tropicais venha aumentando nos últimos anos, essas informações em geral não têm sido integradas a outros dados da vegetação, como composição florística e solos.

Considerando diferenças e semelhanças entre dois sítios geograficamente muito próximos na planície costeira, o objetivo deste estudo foi investigar as seguintes expectativas:

- A maior frequência de perturbações sazonais (inundações periódicas) na Restinga e as diferenças físico-químicas dos solos limitariam fortemente o número de espécies capazes de persistir na Restinga, implicando em uma diversidade de espécies menor do que na comunidade das Terras Baixas no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), em Ubatuba, São Paulo; e
- A grande heterogeneidade das condições ambientais entre as diferentes feições da planície costeira representaria filtros que selecionariam espécies diferentes, possivelmente compondo comunidades com características funcionais (biomassa e produção de serapilheira) também distintas, resultando em grande heterogeneidade florística do componente arbóreo entre esses dois tipos de florestas.

Este estudo é parte do Projeto Temático BIOTA Gradiente Funcional – "Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil" (FAPESP 03/12595-7) (Joly et al. 2008).

Material e Métodos

1. Áreas de estudo

Dentro do subgrupo de formações da Floresta Ombrófila Densa, o IBGE (Veloso et al. 1991) reconhece diferentes formações, sendo duas delas a Floresta Ombrófila Densa Aluvial e a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas. A Floresta Ombrófila Densa Aluvial, um caso especial das florestas ripárias ou ripícolas, ocorre nas planícies aluviais, ao longo dos cursos de água. Nas latitudes meridionais de 16° a 24°, a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas ocorre entre 5 e 50 m de altitude (Veloso et al. 1991). Na planície costeira, em geral é muito difícil distinguir entre essas duas formações em decorrência da semelhança fisionômica entre elas, pois ambas são constituídas por grande abundância de macrofanerófitos, trepadeiras e epífitos (Veloso et al. 1991) e há grande dificuldade de se estabelecer os limites entre a sedimentação aluvial (que constitui a planície aluvial) e os demais tipos de sedimentação e feições geomorfológicas.

As áreas estudadas localizam-se no município de Ubatuba, litoral norte do estado de São Paulo, no interior do Núcleo Picinguaba (aproximadamente 23° 20' 22" S e 44° 46' 51" O) do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM). A Floresta de Restinga (que, no presente caso, enquadra-se na definição de Floresta Ombrófila Densa Aluvial do IBGE) situa-se a aproximadamente 10 m de altitude, na Praia da Fazenda, onde deságuam os principais rios da região, o Rio da Fazenda e o Rio Picinguaba (Lacerda 2001). Nesse sítio, o solo é submetido, sazonalmente, à saturação hídrica, sendo habitual que entre dezembro e março o lençol freático esteja até 0,5 m acima do solo (César & Monteiro 1995). As Terras Baixas, por sua vez, situam-se próximas aos 50 m de altitude e encontram-se ao longo da Trilha do Corisco, que sai da Casa da Farinha em direção a Paraty, RJ. Essas duas florestas distam cerca de 3 km entre si.

2. Coleta e processamento dos dados

2.1. Solos

Os dados de solo foram obtidos do trabalho de Martins (2010), que coletou sistematicamente 16 amostras em cada floresta (Restinga e Terras Baixas), nas profundidades 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-75 e 75-100 cm. Para cada uma das profundidades e horizontes, foram obtidos valores para variáveis químicas (Ca, Mg, P, K, Al, S, Na, Capacidade de Troca Catiônica – CTC, Soma de Bases – SB, Saturação por Bases – V% e Saturação por Alumínio – m%) e físicas (areia, silte e argila).

2.2. Florística e diversidade

Os procedimentos de campo para a implantação das parcelas e a realização do inventário florestal foram baseados em protocolos largamente utilizados em florestas tropicais (Clark 2002, Phillips & Baker 2002) e estão descritos detalhadamente em Joly et al. (2008). Em cada área foram amostradas todas as árvores, palmeiras e pteridófitas vivas com DAP (diâmetro do caule à altura do peito) $\geq$ 4,8 cm, dentro de um bloco de 1 ha (100 × 100 m), subdividido em 100 parcelas contíguas de 10 × 10 m. Foram coletados ramos férteis ou estéreis para identificação taxonômica, realizada por especialistas. Os táxons foram classificados quanto às famílias segundo a proposta do APG II (2003) para as angiospermas e de Smith et al. (2006) para as pteridófitas. A nomenclatura dos binômios e de suas respectivas autoridades foi padronizada de acordo com o banco de dados "W3 Trópicos" do Missouri Botanical Garden – MOBOT (2008).

2.3. Biomassa viva acima do solo e produção de serapilheira

Foram utilizados os dados de Alves et al. (2010) e de Vieira et al. (2008) para comparar as médias de biomassa por parcela entre a Floresta de Restinga e as Terras Baixas. A biomassa viva aérea das árvores foi estimada segundo o modelo alométrico que utiliza dados de DAP, altura e densidade da madeira gerados no inventário florestal, desenvolvido por Chave et al. (2005) para florestas tropicais úmidas. Para estimar a biomassa de palmeiras, foi utilizado o modelo proposto por Hughes (1997 *apud* Nascimento & Laurance 2002) e, para pteridófitas, o modelo proposto por Tiepolo et al. (2002).

Para a comparação da produção de serapilheira entre as duas áreas, foram utilizados os dados apresentados por Sousa-Neto et al. (2011). Para amostrar a serapilheira foram distribuídos aleatoriamente, em cada bloco de 1 ha, 30 coletores circulares de 0,29 m² dispostos a 50 cm acima da superfície do solo. A aleatoriedade foi conseguida a partir de sorteios de 30 parcelas dentre as 100 parcelas de cada floresta. Em intervalos de 15 dias entre maio/2007 e abril/2008, o material interceptado pelos coletores foi recolhido regularmente em sacos de papel etiquetados. No laboratório, a serapilheira coletada foi submetida à secagem prévia e à separação manual nas frações: folhas, flores/frutos/sementes, galhos com até 2 cm de diâmetro e demais componentes (miscelânea). Após a triagem, as frações foram acondicionadas em sacos de papel, etiquetados e levados para secagem em estufa a 60 °C, até peso constante. As médias de deposição da serapilheira total e de suas frações foram calculadas por coletor e os valores foram expressos em $t.ha^{-1}$.

3. Análises numéricas

Nos testes estatísticos (adiante), variáveis cujos dados não eram normalmente distribuídos (teste de D'Agostino-Pearson) ou que não apresentassem homogeneidade de variâncias (teste de Bartlett) foram transformados logaritmicamente (logaritmo natural). Quando necessário, amostras com valores extremos (*outliers*) foram removidas. O teste U de Mann-Whitney foi utilizado como alternativa ao teste *t* nos casos de não-normalidade e/ou heterogeneidade de variâncias (Zar 1999). Os resultados dos testes estatísticos apresentados nas tabelas consideram apenas os dados em sua forma final, ou seja, transformados quando necessário e sem eventuais *outliers*. Esses testes foram feitos no programa BioEstat versão 5.0 (Ayres et al. 2007) e em todos eles adotamos nível de significância (α) de 5%.

As análises multivariadas (abaixo) foram processadas no FITOPAC versão 2 (Shepherd 2008), a menos que dito de outra forma.

3.1. Solos

Foi organizada uma matriz em que uma variável geral (fósforo, potássio, pH etc.) associada a uma profundidade (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-75 ou 75-100 cm) foi considerada um descritor (ex: fósforo 0-10) de cada objeto (amostra). Essa matriz foi usada nas análises a seguir.

Para detectar a formação ou não de grupos das amostras de solo, foi utilizada a análise de agrupamento aglomerativa (Sneath & Sokal 1973) mediante UPGMA (Associação Média não-ponderada). Esse algoritmo também foi utilizado nas demais análises de agrupamento deste trabalho. O coeficiente de distância de Bray-Curtis foi escolhido para essa etapa. Obteve-se o coeficiente de correlação cofenética, que permite avaliar se o dendrograma gerado sofreu distorção acentuada (< 0,7) em relação à similaridade real entre cada par de parcelas. O método PCO (Análise de Coordenadas Principais) foi utilizado de forma complementar, com o objetivo de detectar uma possível formação de blocos ao longo do gradiente investigado, o que estaria de acordo com a hipótese de distinção entre as duas florestas (Restinga e Terras Baixas).

Para evidenciar o nível de proximidade das variáveis em relação às amostras foi utilizado o gráfico "biplot" da CA (Análise de Correspondência), um método que ordena descritores e objetos simultaneamente. A CA foi processada após serem eliminadas as variáveis redundantes, detectadas nas análises prévias e confirmadas por testes de correlação de Pearson (Zar 1999). A escolha de qual variável seria removida em cada conjunto de redundâncias foi feita com base na análise da dimensão de equilíbrio dos autovetores para os dois principais eixos da PCA (Análise de Componentes Principais).

Uma nova verificação de redundâncias foi feita apenas para as variáveis gerais de solos (isto é, desconsiderando as profundidades), para que fossem selecionadas as variáveis para os testes de comparação de médias/medianas entre as duas florestas. Para comparar a CTC entre as duas florestas, foi utilizado o teste *t*. Para pH em $CaCl_2$, SB, V% e m%, foi efetuado o teste U de Mann-Whitney.

3.2. Florística e diversidade

A diversidade estimada em cada área foi comparada de duas formas. Primeiro, foi estimada a riqueza de espécies de cada área pelo método Jackknife de primeira ordem (Smith & van Belle 1984) no programa EstimateS versão 8.2 (Colwell 2009), construindo um diagrama mostrando os valores médios acumulados por parcela e seus respectivos desvios-padrão. Depois, a diversidade de Shannon (H') foi comparada entre as duas áreas, utilizando o teste *t* modificado descrito por Poole (1974), no programa PAST versão 1.79 (Hammer et al. 2001).

Foram construídas duas matrizes (binária e quantitativa) para as demais análises florísticas. Na matriz binária foram inseridos os valores zero ou um (ausência ou presença, respectivamente) e na matriz quantitativa, o número de indivíduos amostrados de cada espécie em cada parcela. A aplicação da análise de *outliers* (McCune & Grace 2002) detectou 10 parcelas na matriz binária e 14 parcelas na matriz quantitativa. Estas parcelas foram eliminadas porque poderiam afetar os padrões gerais e causar ruídos (McCune & Grace 2002). Para esta análise foi utilizado o software PC-ORD versão 4.0 (McCune & Mefford 1999), adotando-se o nível de corte de dois desvios-padrão. Foram eliminadas ainda as espécies ocorrentes em apenas uma parcela e, no caso da matriz quantitativa, espécies representadas por menos de cinco indivíduos no total, pois estas tendem a contribuir de forma insignificante para a variância total nos dados, além de aumentarem a chance de erros de interpretação (Gauch Jr. 1982). Com estes procedimentos obteve-se uma matriz binária final de 131 espécies (colunas) e 190 parcelas (linhas) e uma matriz quantitativa final de 88 espécies e 186 parcelas.

Análises de agrupamento foram efetuadas para averiguar as relações de similaridade florística entre as parcelas. Novamente o coeficiente de correlação cofenética foi obtido. Foram aplicados o coeficiente de Jaccard para matriz binária e o coeficiente de distância de Bray-Curtis para a matriz quantitativa. Como método de ordenação, foi utilizada a PCO (Análise de Coordenadas Principais), objetivando dispor as amostras ao longo de eixos representativos da variabilidade indicada pela ocorrência e abundância das espécies e, assim, checar a existência de gradientes ou blocos florísticos. Com base inicialmente na matriz binária, foi gerada a PCO utilizando dois coeficientes diferentes: Jaccard e distância euclidiana simples. O padrão encontrado foi o mesmo, mas com a distância euclidiana simples a explicação dos primeiros eixos para a variância total dos dados foi superior, razão pela qual esse coeficiente foi preferido. O mesmo ocorreu com a PCO da matriz quantitativa, utilizando inicialmente o coeficiente de Bray-Curtis e, em seguida, a distância euclidiana simples.

Por meio da TWINSPAN – *Two-Way Indicator Species Analysis* (Hill 1979) foram obtidas espécies indicadoras dos grupos gerados nos dois sítios, a partir de um processo de sucessivas dicotomizações, tanto a partir da matriz binária quanto da matriz quantitativa. Os níveis de corte das pseudoespécies (Valentin 2000) para a matriz quantitativa seguiram o *default* (0-2-5-10-20) do Twinspan for Windows versão 2.3 (Hill & Smilauer 2005).

Os resultados obtidos para as duas áreas estudadas foram comparados com outras áreas amostradas em cotas altitudinais semelhantes para verificar o nível de similaridade florística entre esses levantamentos. Para isso foi novamente utilizado o método de análise de agrupamento usando-se o coeficiente de Jaccard. Para estas comparações foram selecionados levantamentos fitossociológicos e florísticos publicados que tivessem utilizado o método de parcelas, incluído indivíduos com tamanho mínimo semelhante ao utilizado neste trabalho e que tivessem disponibilizado informações como área total amostrada e fisionomia na qual foi efetuado o estudo.

3.3. Biomassa viva acima do solo e produção de serapilheira

Entre a Floresta de Restinga e as Terras Baixas, a biomassa viva acima do solo foi comparada pelo teste U de Mann-Whitney e a produção de serapilheira, pelo teste *t*.

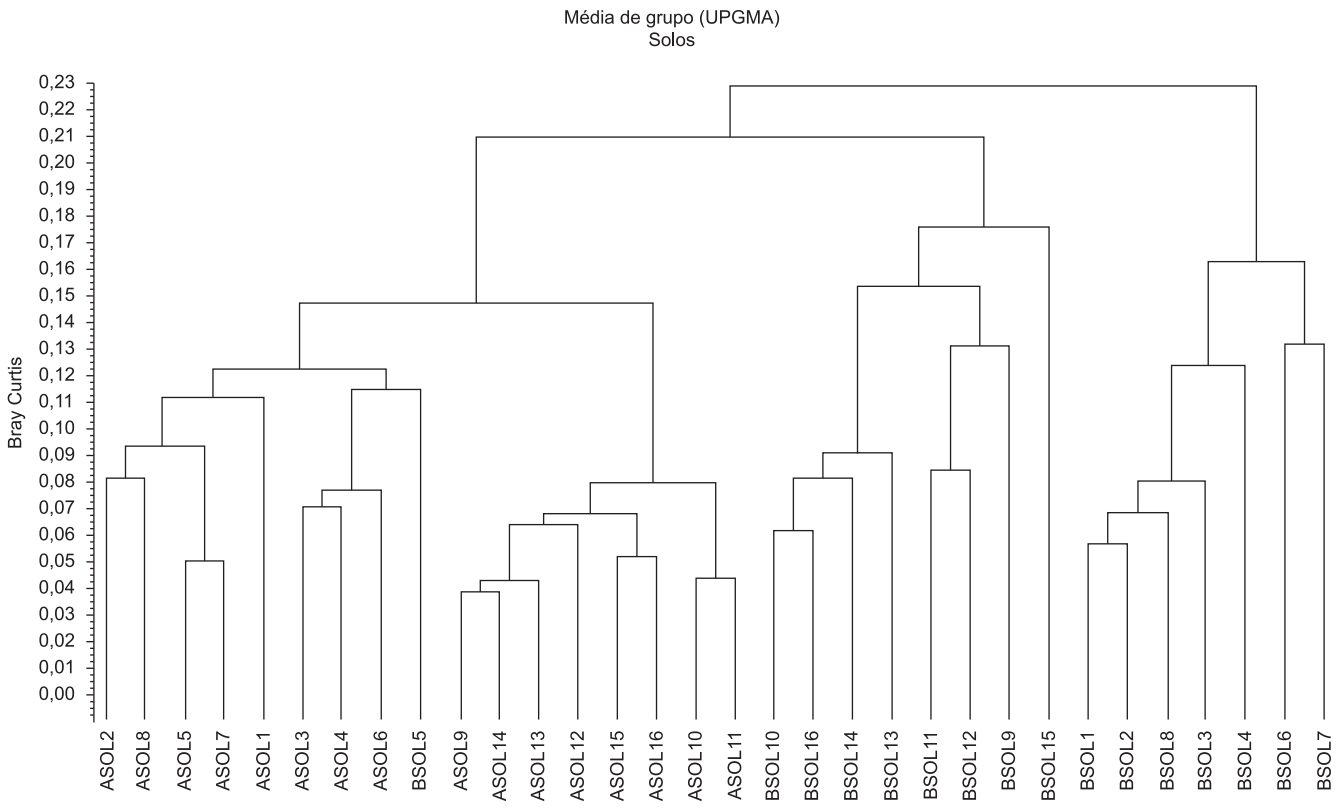


Figura 1. Análise de Agrupamento utilizando o método UPGMA para os dados de solos coletados nas florestas de Restinga (amostras ASOL) e das Terras Baixas (amostras BSOL) do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Figure 1. Cluster analysis using UPGMA method for soils data collected in the Restinga (ASOL samples) and Lowland (BSOL samples) forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

Resultados

1. Solos

No nível de 0,22 da distância de Bray-Curtis, formaram-se dois grandes grupos na UPGMA (Figura 1): um contendo apenas amostras de solos das Terras Baixas (na figura, BSOL), mais à direita, e outro, contendo amostras da Floresta de Restinga (ASOL) e das Terras Baixas (BSOL). No nível de 0,20, este segundo grupo subdividiu-se em dois subgrupos, os quais distinguiram claramente as duas florestas, exceto pela presença da amostra BSOL5 no grupo da Floresta de Restinga. O coeficiente de correlação cofenética (r cofenética) foi de 0,7170.

Na análise PCO (Figura 2), o primeiro eixo explicou 40,78% da variância total e separou grande parte das amostras da Floresta de Restinga (lado negativo) das amostras das Terras Baixas (lado positivo), exceto ASOL4 e ASOL3 (Restinga), que se posicionaram no lado positivo, e BSOL16 (Terras Baixas), que permaneceu no lado negativo. Essas três amostras aparecem, contudo, próximas ao centro do eixo. O segundo eixo (Figura 2), que representou 27,10% da explicação total, indicou grande mistura entre as amostras das duas florestas.

Na ordenação por CA (Figura 3), as amostras da Floresta de Restinga se posicionaram no lado negativo e as das Terras Baixas, no lado positivo do primeiro eixo, que explicou 47,32% da variância total. Esse eixo também indicou tendências opostas dos descritores edáficos: no lado positivo, aparecem em geral as amostras de maior fertilidade (maior associação com carbono, Capacidade de Troca Catiônica – CTC e nutrientes) e no lado negativo, as amostras associadas com variação do pH e maior saturação por alumínio (m%). O eixo 2 (Figura 3) explicou 26,6% da variância total e não indicou distinções fortes entre amostras da Restinga e das Terras Baixas. Esse eixo separou, na parte positiva, algumas amostras com maior associação com magnésio, Saturação por Bases (V%) e Soma de Bases (SB) e, na parte negativa, as amostras com maior CTC.

Os parâmetros sintéticos e a análise granulométrica dos solos são apresentados na Tabela 1. Os testes mostraram que teor de alumínio, Soma de Bases, CTC e m% diferiram significativamente entre as duas áreas (Floresta de Restinga e Terras Baixas; Tabela 2).

2. Florística e diversidade

Foram amostradas 185 espécies pertencentes a 114 gêneros e 45 famílias (Tabela 3). Do total de espécies, 31 (17%) foram comuns às comunidades da Restinga e das Terras Baixas, indicando baixa similaridade florística entre essas duas comunidades. Dentre as espécies que apresentaram cinco ou mais indivíduos em cada comunidade, *Euterpe edulis* foi a espécie comum mais abundante, seguida de *Guapira opposita, Garcinia gardneriana, Marlierea tomentosa, Sloanea guianensis* e *Eugenia fusca* (Tabela 3). As demais espécies comuns apresentaram alta abundância em uma comunidade e ocorreram com apenas um ou poucos indivíduos na outra comunidade. Na Floresta de Restinga foram amostradas 84 espécies, 61 gêneros e 32 famílias (Tabela 3), sendo Myrtaceae a família mais rica em espécies (21 espécies, 25% do total), seguida por Fabaceae (oito espécies, 9,52% do total). Nas Terras Baixas foram amostradas 137 espécies, 85 gêneros e 38 famílias (Tabela 3), das quais Myrtaceae, com 21 espécies, deteve 22,63% da riqueza total, seguida por Rubiaceae (14 espécies, 10,22%).

Tabela 1. Parâmetros sintéticos e análise granulométrica das amostras de solos coletadas nas florestas de Restinga (FR) e das Terras Baixas (FT) no Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil. SB: Soma de Bases; CTC: Capacidade de Troca Catiônica; V%: saturação por bases; m%: saturação por alumínio.

Table 1. Synthetic parameters and particle size analysis of soil samples collected in Restinga (RF) and Lowland (FT) forests at Núcleo Picinguaba/ Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil. SB: Sum of bases, CEC: Cation Exchange Capacity,% V: base saturation; m%: Al saturation.

Parâmetro	Profundidade (cm)	FR	FT
pH CaCl2	0-5	3,39	3,67
	5-10	3,46	3,60
	10-20	3,73	3,69
	20-30	3,97	3,83
	30-40	4,09	3,93
	40-50	4,14	4,01
	50-75	4,17	4,10
	75-100	4,16	4,17
SB (mmolc.kg^{-1})	0-5	3,49	12,32
	5-10	2,31	7,50
	10-20	2,27	4,22
	20-30	1,89	2,30
	30-40	1,53	1,68
	40-50	1,53	1,54
	50-75	1,48	1,45
	75-100	1,35	2,94
CTC (mmol.kg^{-1})	0-5	110,87	140,82
	5-10	104,50	86,50
	10-20	74,34	102,41
	20-30	49,70	70,43
	30-40	35,72	60,93
	40-50	28,78	53,10
	50-75	22,66	50,20
	75-100	17,91	51,54
V (%)	0-5	3,58	10,60
	5-10	2,85	9,00
	10-20	3,58	4,99
	20-30	4,65	3,82
	30-40	5,17	3,37
	40-50	6,44	3,43
	50-75	7,80	3,38
	75-100	9,07	6,06
m (%)	0-5	81,56	54,25
	5-10	86,14	67,00
	10-20	83,39	75,21
	20-30	79,65	79,92
	30-40	80,51	81,87
	40-50	78,74	81,63
	50-75	78,20	81,46
	75-100	81,80	75,22
Areia (%)	-	88,14	48,48
Argila (%)	-	6,05	40,90
Silte (%)	-	5,81	10,62

A riqueza estimada (Jackknife 1) foi maior nas Terras Baixas, onde a curva de acumulação de espécies mostrou menor tendência à estabilização (Figura 4). A diversidade de Shannon (H') também foi significativamente maior ($p < 0,0001$) nas Terras Baixas (H'= 4,00 nats.indivíduo^{-1}) do que na Floresta de Restinga (H'= 3,38 nats.indivíduo^{-1}) pelo teste *t* modificado.

No nível de aproximadamente 0,05 na escala de Jaccard, o dendrograma obtido a partir da matriz florística binária (r cofenética = 0,8224) evidenciou uma separação em dois grandes grupos, cada um formado apenas por parcelas de uma das florestas (Figura 5). Antes dessa divisão, porém, uma parcela das Terras Baixas (B19) formou um grupo à parte de todas as outras parcelas (Figura 5). A partir da matriz quantitativa, no nível de fusão acima de 0,9 na escala de distância de Bray-Curtis (r cofenética = 0,7673), também houve grande separação entre as parcelas das duas florestas (Figura 6).

O primeiro eixo da PCO binária, que explicou 16,14% da variância total, separou as parcelas da Floresta de Restinga à direita e as das Terras Baixas à esquerda, ao passo que o segundo eixo explicou 5,23% da variância total e indicou um gradiente interno entre as parcelas da Restinga (Figura 7). O primeiro eixo da PCO quantitativa explicou 21,41% da variância total e também separou consistentemente as parcelas das duas florestas; o segundo eixo, por sua vez, explicou 12,39% da variância dos dados e mostrou um gradiente interno entre as parcelas da Floresta de Restinga e a formação de blocos com abundâncias distintas entre as parcelas das Terras Baixas (Figura 8).

A primeira divisão da TWINSPAN, com autovalores de 0,77 para a matriz binária e 0,76 para a matriz quantitativa (valores expressivos, segundo Felfili & Rezende 2003), forneceu, como espécies indicadoras da Floresta de Restinga, *Pera glabrata* (Euphorbiaceae), *Myrcia racemosa* (Myrtaceae), *Jacaranda puberula* (Bignoniaceae) e *Myrcia brasiliensis* (Myrtaceae), e para as Terras Baixas, *Mollinedia schottiana* (Monimiaceae) e *Rustia formosa* (Rubiaceae). Todas essas, exceto *Rustia formosa* (indicadora apenas da TWINSPAN binária), foram comuns aos dois conjuntos de dados (binários e quantitativos).

A análise do dendrograma de similaridade com outros levantamentos (os quais são indicados na Tabela 4) indicou que a similaridade geral entre as amostras comparadas foi muito baixa (Figura 9). Note, ao nível de aproximadamente 0,05 na escala de Jaccard, que as Florestas de Restinga de Viamão-RS e de Setiba-ES foram as que menos se assemelharam aos outros levantamentos (Figura 9). As localidades restantes formaram dois grupos no nível de aproximadamente 0,1 de similaridade: um formado por três sítios de encosta próximos entre si, no Rio de Janeiro, e outro formado pelas duas áreas deste estudo (REST-FRS e ENCST-FTB) e por outras duas florestas de encosta e uma de restinga (Figura 9). O grupo com maior similaridade foi aquele formado por duas florestas de encosta do Rio de Janeiro (ENCST-Fragm.II/RJ e ENCST-Fragm.III/RJ), com cerca de 0,45 de similaridade de Jaccard (Figura 9). O coeficiente de correlação cofenética foi de 0,9776.

3. Biomassa viva acima do solo e produção de serapilheira

A biomassa viva total (árvores, palmeiras e pteridófitas) acima do solo foi de 166,3 t.ha^{-1} na Floresta de Restinga e de 218,08 t.ha^{-1} nas Terras Baixas (para detalhes, ver Alves et al. 2010). Não houve diferença significativa entre as duas áreas (teste U de Mann Whitney, valor-p = 0,14).

A produção total de serapilheira foi estimada em 7,68 t.ha^{-1}ano^{-1} na restinga e em 8,73 t.ha^{-1}ano^{-1} nas Terras Baixas (Tabelas 5 e 6); (Sousa Neto et al. 2010). As médias de 0,3071 (± 0,1508) na Floresta de Restinga e de 0,3491 (± 0,1733) nas Terras Baixas não diferiram significativamente entre as duas áreas (teste *t*, valor-p = 0,19).

Tabela 2. Médias (± Desvio-Padrão, DP), Medianas, Amplitudes de Variação e resultados dos testes estatísticos para $pHCaCl_2$, teor de Alumínio, Soma de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), Saturação por Bases (V%) e Saturação por Alumínio (m%) nas florestas de Restinga (FR) e das Terras Baixas (FT) do Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo, Brasil. Asteriscos na última coluna indicam significância estatística.

Table 2. Means (± Standard Deviation, SD), medians, ranges of variation and results of statistical tests to $pHCaCl_2$, aluminum content, Sum of Bases (SB), Cation Exchange Capacity (CEC), base saturation (V%) and Aluminum saturation (m%) in the Restinga (RF) and Lowland (FT) forests at Núcleo Picinguaba/ Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil. Asterisks in the last column indicate statistical significance.

Variável	Informações estatísticas	FR	FT	Teste de comparação
pH $CaCl_2$	Média (± DP)	3,8891 (± 0,3308)	3,8720 (± 0,3354)	-
	Mediana	4,0000	3,9000	-
	Valores mínimo – máximo	3,0000-4,4000	3,1500-5,1000	-
	valor-p	-	-	0,1136
Teor de alumínio	Média (± DP)	8,8004 (± 5,2362)	10,1886 (± 5,8263)	-
	Mediana	8	9	-
	Valores mínimo – máximo	1,45-37	0,45-37	-
	valor-p	-	-	0,0219*
SB ($mmolc.kg^{-1}$)	Média (± DP)	1,9817 (± 1,2852)	4,1473 (± 4,9038)	-
	Mediana	2,1	2,3	-
	Valores mínimo – máximo	0,0767-8,1	0-23,7	-
	valor-p	-	-	0,0004*
CTC ($mmolc.kg^{-1}$)	Média (± DP)	55,5599 (± 45,0212)	83,0843 (± 46,876)	-
	Mediana	39,44	72,279	-
	Valores mínimo – máximo	10,1-207	19-256,6135	-
	valor-p	-	-	< 0,0001*
V%	Média (± DP)	5,3919 (± 4,5683)	5,2485 (± 5,4057)	-
	Mediana	4,065	4	-
	Valores mínimo – máximo	0,13-21	0-32	-
	valor-p	-	-	0,1852
m%	Média (± DP)	81,2463 (± 10,0166)	75,0862 (± 19,2419)	-
	Mediana	81,0000	78,0000	-
	Valores mínimo – máximo	37,5600-98,6800	8,9902-100,0000	-
	valor-p	-	-	0,0191*

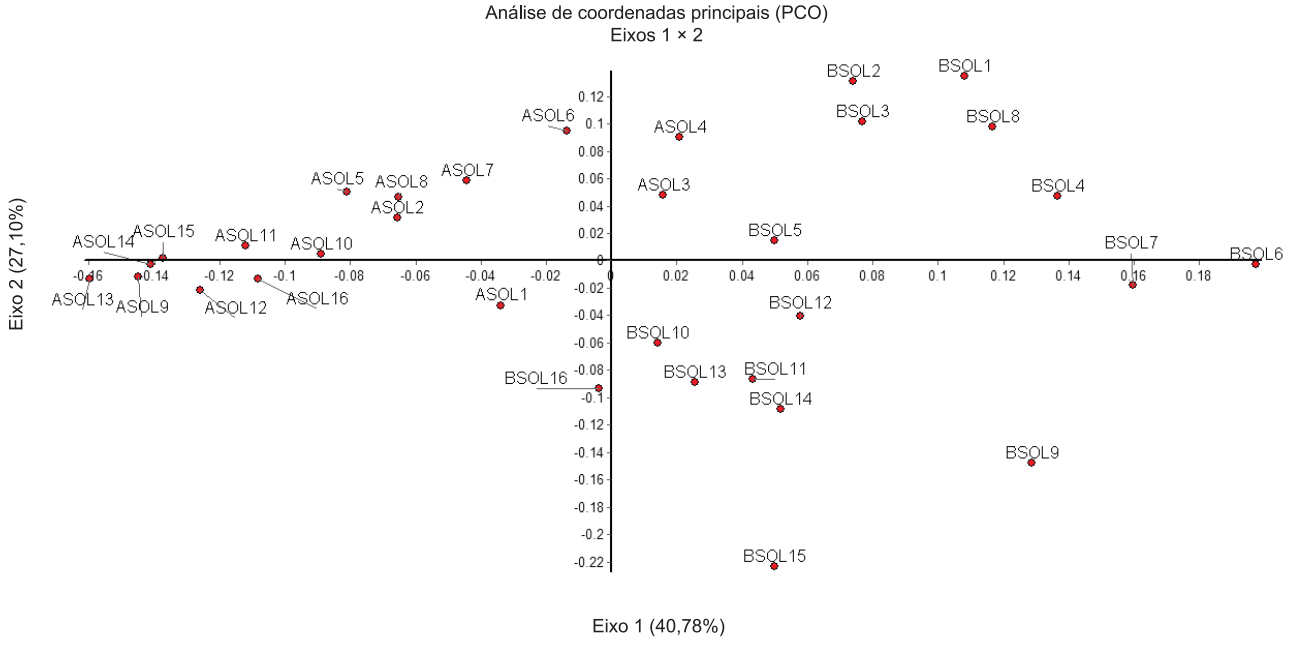


Figura 2. Ordenação por Análise de Coordenadas Principais (PCO) para variáveis de solos das florestas de Restinga (amostras ASOL) e das Terras Baixas (amostras BSOL) do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Figure 2. Ordination by Principal Coordinates Analysis (PCO) for soil variables of the Restinga (ASOL samples) and Lowland (BSOL samples) forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

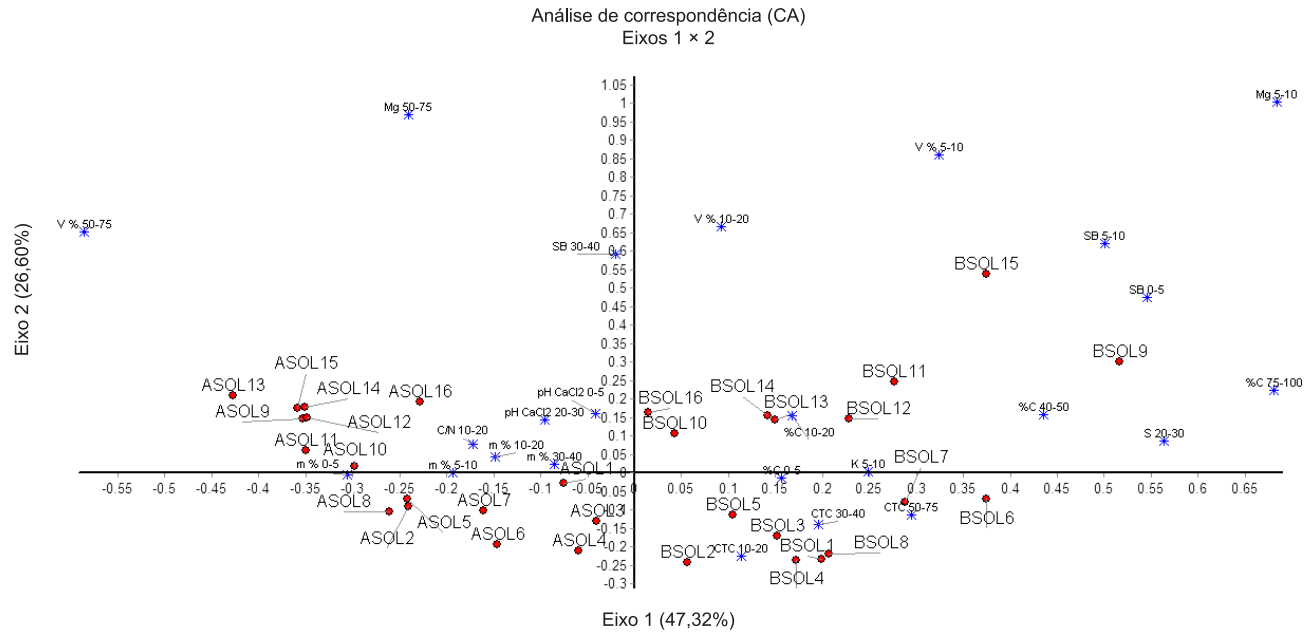


Figura 3. Ordenação "biplot' por Análise de Correspondência (CA) para amostras de solos das florestas de Restinga (amostras ASOL) e das Terras Baixas (amostras BSOL) e variáveis edáficas (asteriscos) do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Figure 3. "Biplot" ordination by Correspondence Analysis (CA) for soil samples of the Restinga (ASOL samples) and Lowland (BSOL samples) forests and soil variables (asterisks) at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

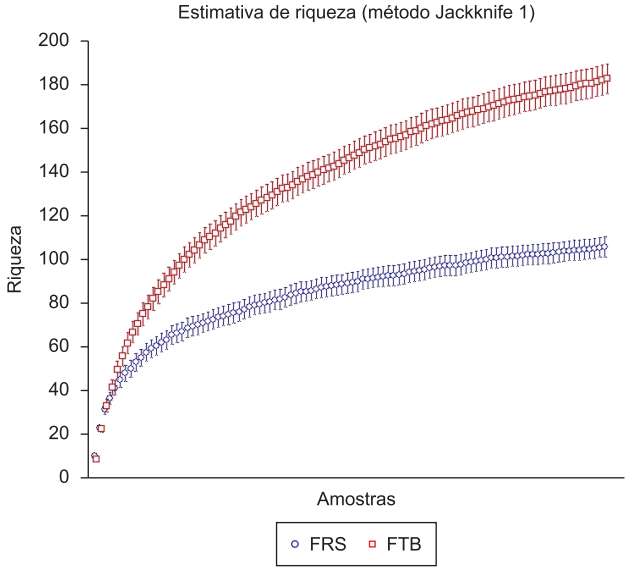


Figura 4. Estimativa de riqueza pelo método Jackknife de primeira ordem para as florestas de Restinga (FRS) e das Terras Baixas (FTB) do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil. As barras verticais indicam os desvios-padrão.

Figure 4. Richness estimate by first order-Jackknife for the Restinga (FRS) and Lowland (FTB) forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil. The vertical bars indicate the standard deviations.

Discussão

A análise de agrupamento, as ordenações e os testes estatísticos indicaram, em geral, diferenciação edáfica entre a Floresta de Restinga e as Terras Baixas. Na UPGMA, os grupos formados com elevada similaridade continham amostras de apenas um dos sítios, com apenas uma exceção (BSOL5). A PCO e a CA indicaram o mesmo padrão, com as amostras se separando consistentemente no primeiro eixo. O alto coeficiente de correlação cofenética (na UPGMA) e a boa percentagem de explicação da variância dos dados no primeiro eixo (na PCO e CA) reforçam a confiabilidade desses resultados.

Como esperado, o solo da Floresta de Restinga mostrou-se arenoso, com baixos teores relativos de argila e de carbono e baixos valores de CTC. Os solos da Restinga apresentaram alta saturação por alumínio, indicando que a maior parte dos cátions trocáveis seria constituída por alumínio tóxico. A CTC foi maior nas Terras Baixas provavelmente em decorrência da textura areno-argilosa, e não arenosa como o da Restinga, e da maior associação de suas amostras com a matéria orgânica. O teor de argila das Terras Baixas foi bastante superior ao encontrado na Restinga. Esses resultados indicam que o solo das Terras Baixas apresenta maior fertilidade que o da Restinga, concordando com Araújo & Lacerda (1987). Nas restingas, em que a lixiviação tem papel central na perda de minerais, a principal fonte de nutrientes seria a deposição marinha (Leão & Dominguez 2000), ao passo que nas Terras Baixas os processos de coluvionamento e de fluxo lateral de encosta (Corrêa et al. 2008) têm papel importante na adição de nutrientes. A CTC do solo pode influenciar a estrutura, o regime hídrico e gasoso, a reação do solo e seu processo pedogenético (Vieira 1988) e, por isso, é uma variável relevante no entendimento dos processos ecológicos, como a seleção de espécies em um determinado hábitat. A saturação por alumínio, variável notavelmente associada à Floresta de Restinga, também é um componente importante na seletividade ambiental, uma vez que em elevado teor limita o crescimento e/ou o desenvolvimento dos vegetais (Olmos & Camargo 1976), principalmente pela inibição do crescimento das raízes (Tecchio et al. 2005).

Além da menor fertilidade e maior toxidez de seus solos, na Restinga estudada também ocorre afloramento periódico do lençol freático (Pedroni 2001, Oliveira & Joly 2010). Como consequência, a Restinga ofereceria condições mais restritivas ao estabelecimento

Tabela 3. Listagem florística com número de indivíduos amostrados nas florestas de Restinga (FR) e das Terras Baixas (FT) do Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Table 3. Floristic list with the number of individuals sampled in Restinga (RF) and Lowland (FT) forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

Família/espécie - family/species	FR	FT
Anacardiaceae/		
Tapirira guianensis Aubl.	10	0
Annonaceae/		
Guatteria gomeziana A. St.-Hil.	71	1
Rollinia sericea (R.E. Fr.) R.E. Fr.	0	3
Apocynaceae/		
Malouetia arborea (Vell.) Miers	0	1
Tabernaemontana laeta Mart.	1	0
Aquifoliaceae/		
Ilex cf. *theezans* Mart.	5	0
Ilex dumosa Reissek	3	0
Ilex integerrima Reissek	10	0
Araliaceae/		
Dendropanax cuneatus (DC.) Decne. & Planch.	0	1
Oreopanax capitatus (Jacq.) Decne. & Planch.	1	0
Schefflera angustissima (Marchal) Frodin	36	0
Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi	0	1
Arecaceae/		
Astrocaryum aculeatissimum (Schott) Burret	4	6
Bactris setosa Mart.	1	0
Euterpe edulis Mart.	172	115
Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	0	13
Bignoniaceae/		
Jacaranda puberula Cham.	88	0
Boraginaceae/		
Cordia sylvestris Fresenius	0	4
Cordia taguahyensis Vell.	0	18
Cardiopteridaceae/		
Citronella paniculata (Mart.) R.A. Howard	0	13
Caricaceae/		
Jacaratia heptaphylla (Vell.) A. DC.	0	3
Celastraceae/		
Cheiloclinium cognatum (Miers) A.C. Sm.	0	2
Maytenus aquifolium Mart.	0	2
Maytenus ardisiifolia Reissek	0	4
Maytenus littoralis Carvalho-Okano	55	0
Maytenus robusta Reissek	0	1
Salacia grandifolia (Mart.) G. Don	0	5
Chrysobalanaceae/		
Couepia venosa Prance	2	1
Hirtella hebeclada Moric. ex DC.	2	2
Clusiaceae/		
Calophyllum brasiliense Cambess.	9	0
Clusia criuva Cambess.	1	0
Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi	33	23
Kielmeyera petiolaris Mart. & Zucc.	28	0
Combretaceae/		
Terminalia januarensis DC.	0	7
Cyatheaceae/		
Alsophila sternbergii (Sternb.) D.S. Conant	0	12
Cyathea phalerata Mart.	0	2
Elaeocarpaceae/		
Sloanea guianensis (Aubl.) Benth.	8	23
Sloanea monosperma Vell.	1	1
Euphorbiaceae/		
Alchornea glandulosa Poepp.	0	2
Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll. Arg.	76	1
Mabea piriri Aubl.	0	5
Margaritaria nobilis L. f.	3	0
Pausandra morisiana (Casar.) Radlk.	0	11
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	247	1
Sapium glandulosum (L.) Morong	0	2
Tetrorchidium rubrivenium Poepp.	0	2
Fabaceae/		
Abarema brachystachya (DC.) Barneby & J.W. Grimes	3	0
Andira fraxinifolia Benth.	29	0
Balizia pedicellaris (DC.) Barneby & J.W. Grimes	1	0
Dahlstedtia pinnata (Benth.) Malme	0	1
Dalbergia frutescens (Vell.) Britton	0	1
Inga edulis Mart.	2	5
Inga subnuda Salzm. ex Benth.	22	0
Lonchocarpus cultratus (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima	0	2
Myrocarpus frondosus Allemão	0	1
Ormosia arborea (Vell.) Harms	4	0
Pterocarpus rohrii Vahl	0	1
Swartzia oblata R.S. Cowan	0	1
Swartzia simplex (Sw.) Spreng.	4	4
Tachigali denudata (Vogel) Oliveira-Filho	1	1
Zollernia ilicifolia (Brongn.) Vogel	0	7
Lacistemataceae/		
Lacistema pubescens Mart.	8	0
Lamiaceae		
Vitex cymosa Bertero ex Spreng.	1	0
Lauraceae/		
Cryptocarya aschersoniana Mez	0	1
Cryptocarya moschata Nees & C.Mart.	0	2
Cryptocarya saligna Mez.	0	7
Cryptocarya mandiocana Meisn.	0	3
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	4	14
Nectandra oppositifolia Nees & Mart.	28	0
Nectandra psammophila Nees & C. Mart.	1	0
Ocotea dispersa (Nees) Mez	0	8
Ocotea divaricata (Nees) Mez	0	1
Ocotea rariflora (Meisn.) Baitello	1	0

Tabela 3. Continuação.

Família/espécie - family/species	FR	FT
Lecythidaceae/		
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	0	1
Magnoliaceae/		
Magnolia ovata (A. St.-Hil.) Spreng.	0	1
Malpighiaceae/		
Byrsonima ligustrifolia A. St.-Hil.	5	0
Malvaceae/		
Eriotheca pentaphylla (Vell.) A. Robyns	0	13
Quararibea turbinata (Sw.) Poir.	0	5
Melastomataceae/		
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin	1	0
Miconia dodecandra Cogn.	5	0
Miconia prasina (Sw.) DC.	10	0
Miconia rigidiuscula Cogn.	13	0
Tibouchina pulchra	1	0
Meliaceae/		
Cabralea cangerana Saldanha	0	2
Guarea macrophylla Vahl	64	1
Trichilia lepidota Mart.	0	1
Trichilia silvatica C. DC.	0	5
Monimiaceae/		
Mollinedia cyathantha Perkins	0	1
Mollinedia engleriana Perkins	0	2
Mollinedia lamprophylla Perkins	0	1
Mollinedia oligantha Perkins	0	1
Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins	0	76
Moraceae/		
Brosimum guianense (Aubl.) Huber	0	1
Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini	5	2
Ficus gomelleira Kunth & C.D. Bouché	0	2
Ficus insipida Willd.	1	2
Ficus pulchella Schott ex Spreng.	0	1
Sorocea bonplandii (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	0	8
Sorocea hilarii Gaudich.	0	2
Sorocea jureiana Romaniuc	2	0
Myristicaceae/		
Virola bicuhyba (Schott ex Spreng.) Warb.	1	22
Myrsinaceae/		
Ardisia martiana Miq.	0	5
Rapanea ferruginea (Ruiz & Pav.) Mez	6	0
Rapanea venosa (A. DC.) Mez	33	0
Myrtaceae/		
Calyptranthes concinna DC.	13	0
Calyptranthes lucida Mart. ex DC.	2	7
Calyptranthes rufa O. Berg	0	1
Calyptranthes strigipes O. Berg	0	10
Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk.	1	10
Campomanesia cf. *schlechtendahliana* (O. Berg) Nied.	0	2
Eugenia aff. *monosperma* Vell.	1	0
Eugenia brasiliensis Lam.	11	0
Eugenia cerasiflora Miq.	0	1
Eugenia cf. *pleurantha* O. Berg	4	0
Eugenia cf. *bocainensis* Mattos	0	1
Eugenia cf. *cereja*	0	19
Eugenia cf. *mosenii* (Kasusel) Sobral	0	1
Eugenia fusca O. Berg	6	11
Eugenia linguaeformis O. Berg	0	11
Eugenia magnibracteolata Mattos & D. Legrand	0	3
Eugenia melanogyna (D. Legrand) Sobral	0	13
Eugenia multicostata D. Legrand	0	4
Eugenia neoaustralis Sobral	0	6
Eugenia oblongata O. Berg	0	20
Eugenia plicata Nied.	0	2
Eugenia prasina O. Berg	0	3
Eugenia speciosa Cambess.	7	0
Eugenia subavenia O. Berg	0	4
Eugenia umbelliflora O. Berg	12	0
Eugenia verticillata (Velloso) Angely	35	0
Gomidesia blanchetiana O. Berg	0	1
Marlierea cf. *racemosa* (Vell.) Kiaersk.	0	2
Marlierea glazioviana Kiareskou	0	7
Marlierea obscura O. Berg	3	17
Marlierea silvatica (Gardner) Kiaersk.	0	5
Marlierea tomentosa Cambess.	32	9
Myrcia brasiliensis Kiaersk.	86	0
Myrcia floribunda Miq.	0	1
Myrcia insularis Kiaersk.	1	0
Myrcia multiflora (Lam.) DC.	67	0
Myrcia pubipetala Miq.	1	3
Myrcia spectabilis DC.	1	18
Myrcia splendens (Sw.) DC.	7	0
Myrcia racemosa (O. Berg) Kiaersk.	147	0
Myrciaria floribunda (H. West ex Willd.) O. Berg	0	6
Psidium cattleianum Sabine	2	0
Syzygium jambos (L.) Alston	5	0
Nyctaginaceae/		
Guapira opposita (Vell.) Reitz	28	42
Ochnaceae/		
Ouratea parviflora DC. (Baill.)	0	1
Olacaceae/		
Heisteria silvianii Schwacke	0	2
Tetrastylidium grandifolium (Baill.) Sleumer	0	3
Piperaceae/		
Piper cernuum Vell.	0	1
Phyllanthaceae/		
Hyeronima alchorneoides Allemão	4	5
Polygonaceae/		
Coccoloba glaziovii Lindau	5	0
Ruprechtia laxiflora Meisn.	0	2

Tabela 3. Continuação.

Família/espécie - family/species	FR	FT
Proteaceae/		
Euplassa cantareirae Sleumer	22	0
Roupala brasiliensis Klotzsch	3	1
Quiinaceae/		
Quiina glazovii Engl.	0	2
Rosaceae/		
Prunus myrtifolia (L.) Urb.	1	1
Rubiaceae/		
Alseis floribunda Schott	0	7
Amaioua intermedia Mart.	12	0
Bathysa australis (A. St.-Hil.) Benth. & Hook. f.	0	5
Bathysa mendoncaei K. Schum.	0	30
Bathysa stipulata (Vell.) J. Presl	0	2
Coussarea accedens Müll. Arg.	0	40
Coussarea meridionalis (Vell.) Müll. Arg.	0	63
Faramea pachyantha Müll. Arg.	14	1
Faramea picinguabae M.Gomes	0	7
Genipa infundibuliformis Zappi & Semir	5	0
Guettarda viburnoides Cham. & Schltdl.	0	1
Ixora bracteolaris Müll. Arg.	0	2
Rudgea vellerea Müll. Arg.	0	11
Rustia formosa (Cham. & Schltdl. ex DC.) Klotzsch	0	59
Simira sampaioana (Standl.) Steyerm.	0	2
Sapindaceae/		
Allophylus petiolulatus Radlk.	0	2
Cupania oblongifolia Mart.	3	5
Matayba elaeagnoides Radlk.	3	0
Sapotaceae/		
Chrysophyllum flexuosum Mart.	0	51
Chrysophyllum viride Mart. & Eichler	0	1
Ecclinusa ramiflora Mart.	0	1
Micropholis crassipedicellata (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	0	1
Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.	0	4
Pouteria cf. *psammophila* (Mart.) Radlk.	0	1
Pouteria cf. *venosa* (Mart.) Baehni	0	17
Urticaceae/		
Cecropia glaziovi Snethl.	3	2

Tabela 4. Trabalhos utilizados na comparação florística com as florestas de Restinga e das Terras Baixas do Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo, Brasil. Todos utilizaram o método de parcelas. Quando presente, a amplitude de variação de H' refere-se a trabalhos que efetuaram vários levantamentos, mas que, em conjunto, constituíram uma única listagem utilizada para os fins desta comparação.

Table 4. Papers used in the floristic comparison with the Restinga and Lowland forests from Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil. All these authors used the plot method. When present, the variations of H 'refers to authors that carried out various surveys, but which, considered together, constituted a single list used for the purposes of this comparison

Fisionomia/Estado	Código no dendrograma	Altitude média	Coordenadas geográficas aproximadas	Critério de inclusão	Área amostrada	H' (Shannon)	Referência
Floresta de Restinga/SP	REST-FRS	Nível do mar	23° 20' -23° 22' S; 44° 46' -44° 51' W	DAP > 4,8 cm	1 ha	3,38	Este estudo
Floresta de Restinga/ES	REST-Setiba/ES	Nível do mar	20° 33' -20° 38' S; 40° 23' -40° 26' W	DAP > 4,8 cm	1 ha	3,73	Assis et al. (2004)
Floresta de Restinga/RS	REST-Viamão/RS	Nível do mar	30° 23' S; 50° 59' -51° 01' W	DAP > 5 cm	1,02 ha	1,08 a 2,38	Scherer et al. (2005)
Floresta de Restinga/SP	REST-Pariq_Açu/SP	Nível do mar	24° 40'S; 47° 48' W	DAP > 4,8 cm	0,54 ha	4,06	Sztutman & Rodrigues (2002)
Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Encosta/SP	ENCST-FTB	50 m	23° 20' -23° 22' S; 44° 46' -44° 51' W	DAP > 4,8 cm	1 ha	4,00	Este estudo
Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Encosta/ SC	ENCST-Alcântara/SC	300 m	27-28° S; 48-49' W	DAP > 5 cm	1,5 ha	3,28 a 3,95	Mantovani et al. (2005)
Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Encosta/SP	ENCST-Intervales/SP	70 a 250 m	24° 14' S; 48° 04' W	DAP > 5 cm	0,99 ha	3,85	Guilherme et al. (2004)
Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Encosta/RJ	ENCST-Fragm.I/RJ	< 200 m	22° 30'-22° 35' S; 42° 14' ; 42° 19' W	DAP > 5 cm	0,225 ha	3,02	Pessoa & Oliveira (2006)
Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Encosta/RJ	ENCST-Fragm.II/RJ	< 200 m	22° 30'-22° 35' S; 42° 14' ; 42° 19' W	DAP > 5 cm	0,575 ha	3,90	Pessoa & Oliveira (2006)
Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Encosta/RJ	ENCST-Fragm.III/RJ	< 200 m	22° 30'-22° 35' S; 42° 14' ; 42° 19' W	DAP > 5 cm	0,65 ha	3,65	Pessoa & Oliveira (2006)

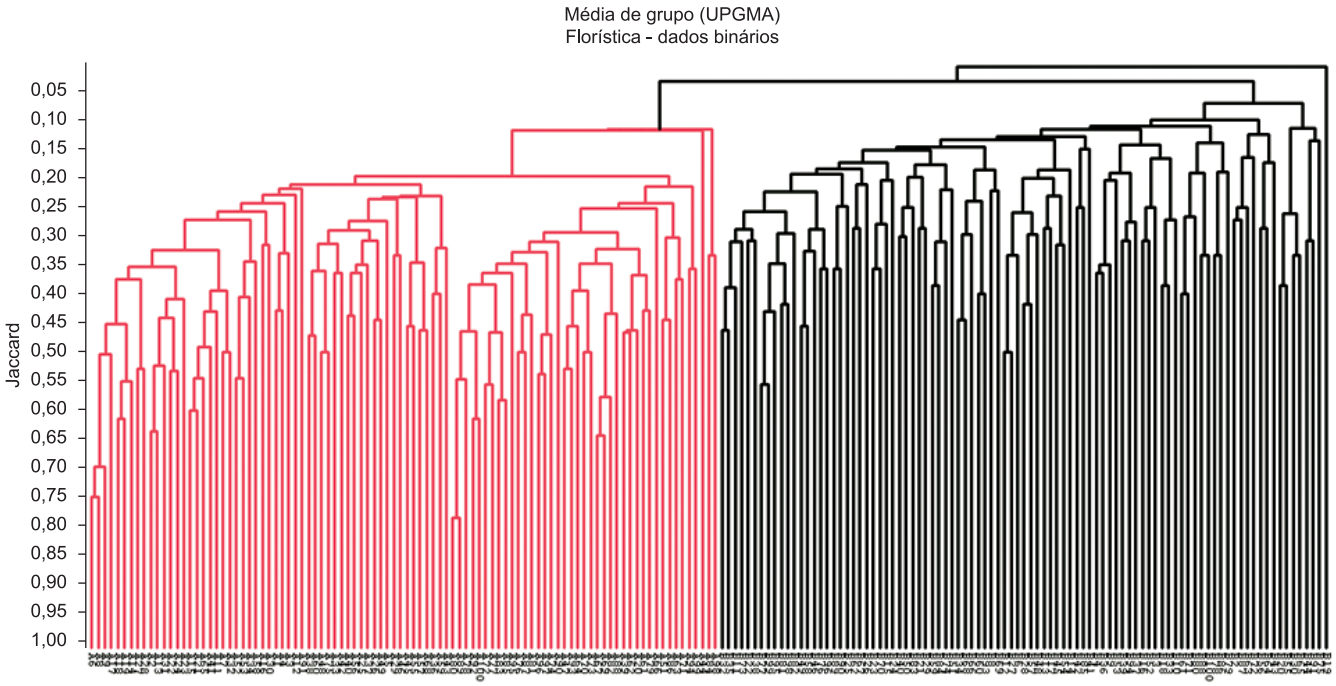


Figura 5. Análise de Agrupamento pelo método UPGMA para a matriz de ocorrência das espécies amostradas nas florestas de Restinga e das Terras Baixas do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Figure 5. Cluster analysis by UPGMA method for matrix of species occurrence in the Restinga and Lowland forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

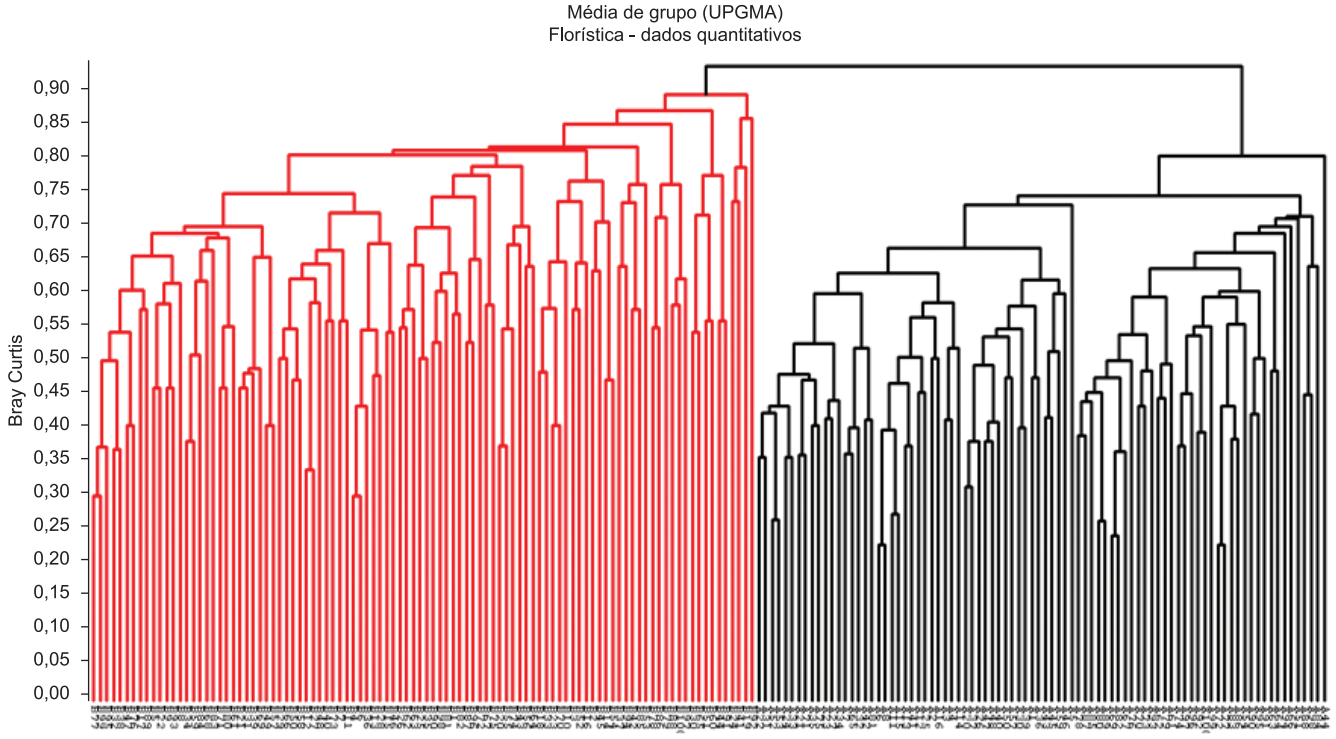


Figura 6. Análise de Agrupamento pelo método UPGMA para a matriz de abundância das espécies amostradas nas florestas de Restinga e das Terras Baixas do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Figure 6. Cluster analysis by UPGMA method for matrix of species abundance in the Restinga and Lowland forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

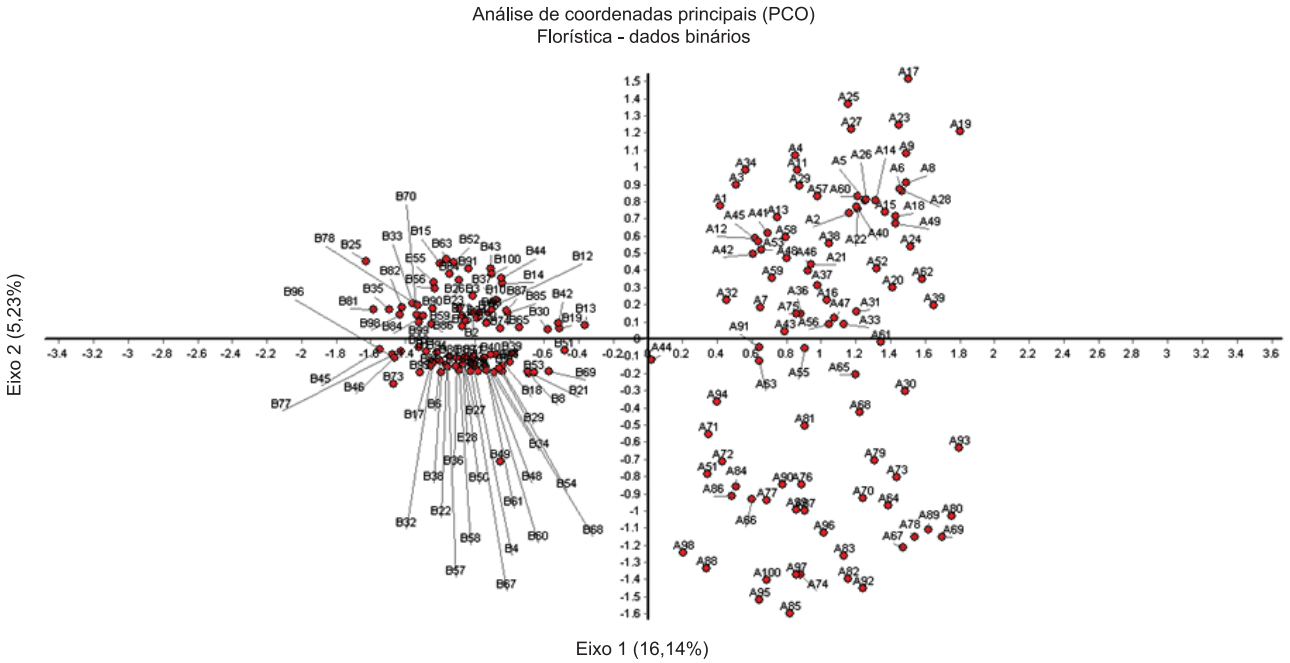


Figura 7. Ordenação por PCO para a matriz de ocorrência das espécies amostradas nas florestas de Restinga (indicadas pela letra A seguida do número da parcela) e das Terras Baixas (letra B mais o número da parcela) do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Figure 7. PCO ordination for matrix of species occurrence in the Restinga (indicated by the letter A followed by the number of the plot) and Lowland (letter B plus the number of the plot) forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

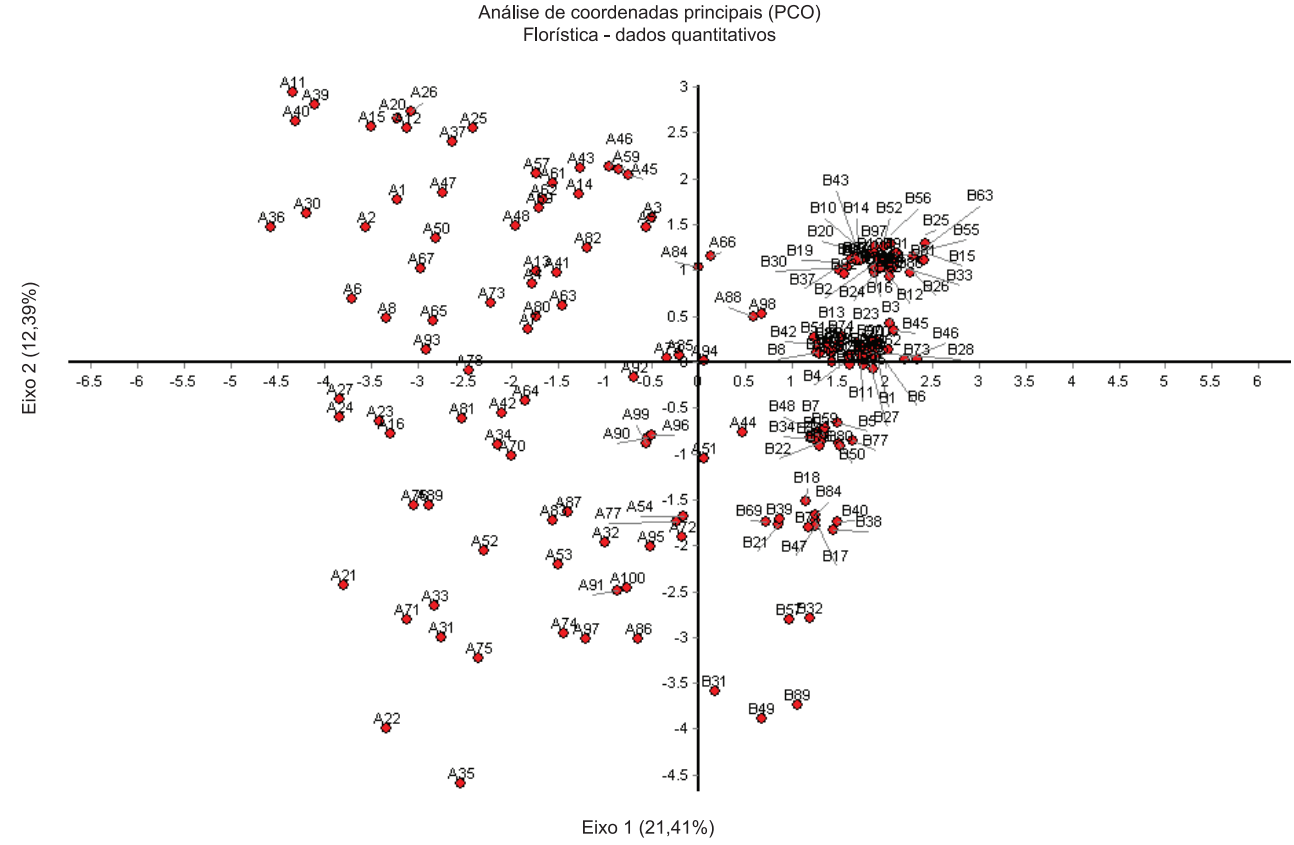


Figura 8. Ordenação por PCO para a matriz de abundância das espécies amostradas nas florestas de Restinga (indicadas pela letra A seguida do número da parcela) e das Terras Baixas (letra B mais o número da parcela) do Núcleo Picinguaba, Ubatuba, São Paulo, Brasil.

Figure 8. PCO ordination for matrix of species abundance in the Restinga (indicated by the letter A followed by the number of the plot) and Lowland (letter B plus the number of the plot) forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

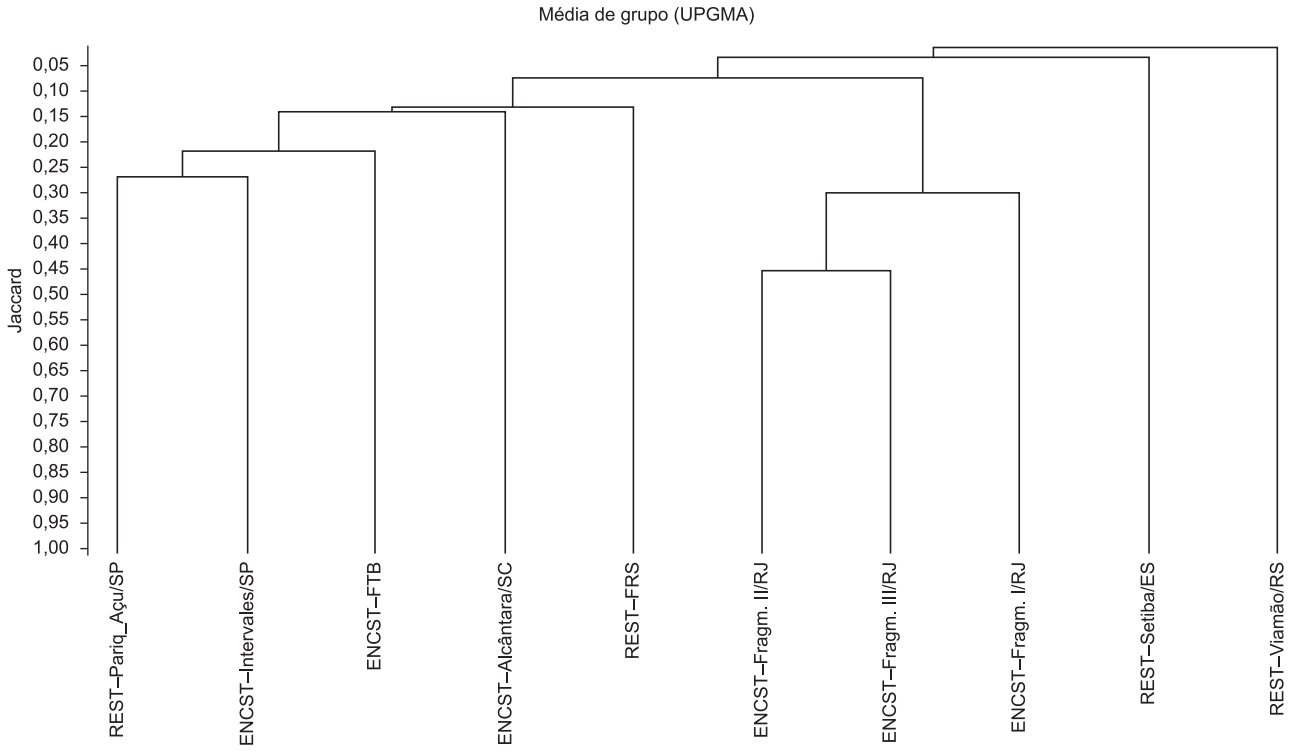


Figura 9. Dendrograma resultante da análise de similaridade florística (UPGMA, dados binários) entre os levantamentos nas florestas de Restinga (REST-FRS) e das Terras Baixas (ENCST-FTB) de Picinguaba/Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo, Brasil com outros levantamentos na Mata Atlântica. REST: florestas de Restinga; ENCST: florestas de encosta. Informações sobre os levantamentos podem ser obtidas na tabela 4.

Figure 9. Dendrogram resulted from the floristic similarity analysis (UPGMA, binary data) between surveys in the Restinga (REST-FRS) and Lowland (ENCST-FTB) forests at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil with other surveys in the Atlantic Forest. REST: Restinga forests; ENCST: hillside forests. Information about the surveys can be seen in Table 4.

de espécies do que as Terras Baixas. A ação de diferentes processos geomorfológicos parece ter resultado em solos com características físico-químicas distintas na Restinga e nas Terras Baixas, o que poderia condicionar diferenças na composição florística e no funcionamento entre a Floresta de Restinga e as Terras Baixas.

Houve baixa similaridade florística entre o componente arbóreo da Floresta de Restinga e das Terras Baixas. Dentre as poucas espécies em comum, destacam-se: *Euterpe edulis*, a palmeira com maior abundância e constância na Mata Atlântica do estado de São Paulo (Scudeller et al. 2001); *Guapira opposita*, que tem ampla distribuição em florestas extra-amazônicas e cerrados (Scudeller 2002); *Marlierea tomentosa*, que ocorre também na Floresta Estacional Semidecídua e em cerrados; e *Sloanea guianensis*, que ocorre principalmente na Floresta Ombrófila Densa. Era de fato esperado que *Garcinia gardneriana*, considerada uma espécie amplamente distribuída na Mata Atlântica, fosse uma espécie comum à Restinga e Terras Baixas, ocorrendo com grande abundância em ambas as florestas.

A baixa similaridade florística entre as duas áreas estudadas já era esperada, uma vez que a suposição inicial deste trabalho – confirmada pelos resultados de solos – previa um ambiente mais restritivo na Restinga. A dissimilaridade foi reforçada pelos dendrogramas, que mostraram a separação de dois grandes blocos, cada um contendo apenas parcelas de uma das florestas. As ordenações por PCO também mostraram clara separação entre as espécies da Restinga e das Terras Baixas.

A elevada riqueza da família Myrtaceae encontrada na Floresta de Restinga parece ser uma constante nesse tipo de vegetação. Por exemplo, no trabalho de Assis et al. (2004), em Guarapari (Espírito Santo), 21,74% das espécies registradas pertencem a essa família. Trabalhos feitos em restingas do Nordeste (por exemplo, Sacramento et al. 2007) também apontam nesse sentido. As famílias mais ricas (Myrtaceae e Rubiaceae) das Terras Baixas aparecem com grande riqueza em outros levantamentos na Floresta Ombrófila Densa do estado de São Paulo, independentemente da cota altitudinal, como na Ilha do Cardoso (Melo & Mantovani 1994) e no próprio município de Ubatuba (Silva & Leitão-Filho 1982). Myrtaceae também se destacou em riqueza de espécies em outra área de parcelas permanentes no estado de São Paulo, no Núcleo Sete Barras do Parque Estadual Carlos Botelho (Eisenlohr et al. 2011).

Com exceção de *Rustia formosa*, que apareceu como indicadora apenas na análise qualitativa, houve convergência dos resultados da análise das demais espécies indicadoras na TWINSPAN a partir das matrizes binária e quantitativa. Portanto, essas espécies indicadoras coincidentes nas duas análises não somente ocorreram com frequência diferenciada, mas também apresentaram abundância diferenciada em uma ou outra floresta. Essa convergência nos faz supor que, independentemente do potencial de colonização de cada espécie, a simples ocorrência de espécies particulares parece ser determinada, em boa medida, pelos fatores abióticos que caracterizam as áreas ocupadas por estas duas florestas, especialmente as características físico-químicas dos solos e a saturação hídrica sazonal da Restinga. Embora César & Monteiro (1995) não tenham efetuado análise de espécies indicadoras, em sua amostragem as espécies *Pera glabrata* e *Eugenia racemosa* foram amostradas com grande abundância na mesma Floresta de Restinga de Ubatuba. Brown & Lomolino (2006) ressaltaram que uma espécie muito abundante tende a habitar locais em que as variáveis ambientais condicionantes do nicho

Tabela 5. Produção de serapilheira para cada quinzena de coleta na Floresta da Restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo, Brasil.
Table 5. Litterfall production, sampled every fortnight, by the Restinga Forest at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

Data de coleta	Total ($t.ha^{-1}$)	Média ± DP ($t.ha^{-1}$)	Mediana ($t.ha^{-1}$)	Número efetivo de coletas	Amplitude de variação ($t.ha^{-1}$)
28/03/2007	0,5004	0,0179 ± 0,0068	0,0170	28	0,0080-0,0329
18/04/2007	0,3639	0,0121 ± 0,0058	0,0114	30	0,0043-0,0268
30/04/2007	0,2941	0,0105 ± 0,0050	0,0098	28	0,0043-0,0208
15/05/2007	0,3192	0,0106 ± 0,0058	0,0084	30	0,0019-0,0274
29/05/2007	0,1426	0,0051 ± 0,0030	0,0042	28	0,0010-0,0126
14/06/2007	0,1964	0,0068 ± 0,0053	0,0057	29	0,0009-0,0254
29/06/2007	0,1231	0,0044 ± 0,0032	0,0032	28	0,0013-0,0137
13/07/2007	0,0853	0,0030 ± 0,0019	0,0026	28	0,0006-0,0072
28/07/2007	0,5412	0,0187 ± 0,0082	0,0168	29	0,0028-0,0372
15/08/2007	0,1084	0,0040 ± 0,0021	0,0039	27	0,0014-0,010
29/08/2007	0,0926	0,0031 ± 0,0014	0,0032	30	0,0005-0,006
17/09/2007	0,1464	0,0052 ± 0,0020	0,0049	28	0,0019-0,0097
01/10/2007	0,2256	0,0075 ± 0,0029	0,0072	30	0,0023-0,0144
15/10/2007	0,1488	0,0051 ± 0,0024	0,0052	29	0,0012-0,0101
26/10/2007	0,2312	0,0080 ± 0,0041	0,0072	29	0,0006-0,0172
17/11/2007	0,5987	0,0206 ± 0,0074	0,0207	29	0,0083-0,0377
01/12/2007	0,2066	0,0079 ± 0,0026	0,0077	26	0,0032-0,0141
15/12/2007	0,3259	0,0112 ± 0,0046	0,0104	29	0,0024-0,0211
28/12/2007	0,2526	0,0084 ± 0,0038	0,0078	30	0,0015-0,0158
11/01/2008	0,2341	0,0098 ± 0,0023	0,0097	24	0,0043-0,0159
31/01/2008	0,3828	0,0142 ± 0,0069	0,0135	27	0,0042-0,0331
18/02/2008	0,2962	0,0114 ± 0,0039	0,0118	26	0,0015-0,0179
29/02/2008	0,2199	0,0085 ± 0,0032	0,0080	26	0,0022-0,0145
11/03/2008	0,1361	0,0050 ± 0,0023	0,0049	27	0,0015-0,0104
01/04/2008	0,3900	0,0130 ± 0,0054	0,0126	30	0,0030-0,0292
Total	6,5623	0,2625 ± 0,1400	0,2312	705	0,0853-37,7180
Total geral (sem exclusão de *outliers*)	7,6767	0,3071 (± 0,1508)	0,3192	745	0,0926-0,6153

(como os solos, por exemplo) estejam em uma amplitude favorável. Considerando que as restingas são, geomorfologicamente, mais recentes do que a encosta, é provável que a Floresta de Restinga tenha se mantido diferenciada das Terras Baixas em decorrência do filtro ambiental representado pelas condições mais restritivas do solo. Assim, será que espécies indicadoras das Terras Baixas, como *Mollinedia schottiana*, não teriam condições de sobreviver e/ou de crescer no ambiente mais restritivo da Restinga? Questões como essa poderão ser investigadas futuramente.

Tanto a riqueza quanto a diversidade de espécies foram menores na Floresta de Restinga do que nas Terras Baixas. A diversidade (H') na Restinga foi semelhante à encontrada em outras florestas de restinga do Brasil (por exemplo, Ramos-Neto 1993, Silva et al. 1994, César & Monteiro 1995). Nas Terras Baixas, a diversidade (H') foi consideravelmente maior que em outras áreas de Floresta Ombrófila de Terras Baixas no Brasil e sua riqueza foi, com algumas exceções, superior à de outras florestas de encosta do estado de São Paulo (cujos resultados são mostrados por Siqueira 1994 e Tabarelli & Mantovani 1999).

Embora as causas da variação na diversidade não sejam plenamente conhecidas, basicamente duas correntes de pensamento vêm sendo desenvolvidas para explicar a coexistência de espécies: a de que esta ocorre por processos estocásticos (Hubbell 2001) e a de que fatores ambientais regulariam a composição e a riqueza de espécies (por exemplo, Leigh Junior et al. 2004). Dentre esses fatores ambientais, alguns poderiam atuar como filtros abióticos que impediriam o estabelecimento e/ou o posterior desenvolvimento de muitas espécies, levando a uma menor diversidade. Acredita-se ser esse o caso da Floresta de Restinga investigada no presente estudo. Diversas espécies poderiam ter sido eliminadas localmente, uma vez que os solos não seriam propícios ao seu estabelecimento e persistência. As diferenças nos padrões de dispersão e fenodinâmica observadas por Pedroni (2001) entre a Floresta de Restinga e as Terras Baixas ajudam a explicar a manutenção de composições florísticas tão distintas.

Ao contrário do esperado não houve diferenças significativas na biomassa viva entre a Floresta de Restinga e as Terras Baixas. A menor abundância de árvores grandes (> 30 cm DAP) devido a restrições

Tabela 6. Produção de serapilheira para cada quinzena de coleta na Floresta das Terras Baixas, no Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, São Paulo, Brasil.
Table 6. Litterfall production, sampled every fortnight, by the Lowland Forest at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, Sao Paulo, Brazil.

Data de coleta	Total ($t.ha^{-1}$)	Média ± DP ($t.ha^{-1}$)	Mediana ($t.ha^{-1}$)	Número efetivo de coletas	Amplitude de variação ($t.ha^{-1}$)
26/03/2007	0,5465	0,0188 ± 0,0069	0,0182	29	0,0099-0,0304
19/04/2007	0,2789	0,0103 ± 0,0040	0,0096	27	0,0048-0,0192
30/04/2007	0,3850	0,0160 ± 0,0086	0,0140	24	0,0065-0,0389
15/05/2007	0,4188	0,0140 ± 0,0047	0,0144	30	0,0044-0,0256
29/05/2007	0,1808	0,0065 ± 0,0026	0,0058	28	0,0025-0,0134
14/06/2007	0,2292	0,0092 ± 0,0033	0,0089	25	0,0049-0,0170
29/06/2007	0,2042	0,0068 ± 0,0036	0,0056	30	0,0025-0,0140
13/07/2007	0,0863	0,0033 ± 0,0017	0,0031	26	0,0009-0,0074
28/07/2007	0,5053	0,0187 ± 0,0080	0,0177	27	0,0074-0,0340
15/08/2007	0,1061	0,0039 ± 0,0018	0,0039	27	0,0015-0,0083
29/08/2007	0,1295	0,0045 ± 0,0021	0,0040	29	0,0005-0,0100
17/09/2007	0,1769	0,0061 ± 0,0027	0,0054	29	0,0008-0,0118
02/10/2007	0,3692	0,0123 ± 0,0064	0,0102	30	0,0040-0,0277
15/10/2007	0,1468	0,0052 ± 0,0024	0,0049	28	0,0015-0,0105
27/10/2007	0,2902	0,0107 ± 0,0041	0,0103	27	0,0033-0,0205
15/11/2007	0,7750	0,0267 ± 0,0081	0,0269	29	0,0127-0,0488
02/12/2007	0,3434	0,0118 ± 0,0050	0,0116	29	0,0051-0,0232
15/12/2007	0,2411	0,0089 ± 0,0023	0,0087	27	0,0033-0,0131
28/12/2007	0,2279	0,0074 ± 0,0030	0,0061	31	0,0030-0,0140
11/01/2008	0,4068	0,0131 ± 0,0056	0,0126	31	0,0057-0,0262
31/01/2008	0,3609	0,0129 ± 0,0053	0,0126	28	0,0054-0,0235
18/02/2008	0,2911	0,0100 ± 0,0047	0,0088	29	0,0032-0,0208
29/02/2008	0,2693	0,0087 ± 0,0040	0,0074	31	0,0026-0,0182
11/03/2008	0,1716	0,0057 ± 0,0028	0,0053	30	0,0013-0,0117
01/04/2008	0,3683	0,0127 ± 0,0049	0,0122	29	0,0037-0,0228
Total	7,5091	0,3004 ± 0,1558	0,2789	710	0,0005-0,0488
Total geral (sem excluir os outliers)	8,7277	0,3491 ± 0,1733	0,3540	755	0,1430-0,9209

edáficas e ao possível efeito de perturbações passadas explicaria os valores mais baixos de biomassa na Restinga (Alves et al. 2010).

Ao contrário de Moraes et al. (1999) na Ilha do Cardoso, que encontraram uma produção de serapilheira de 3,9 $t.ha^{-1}/ano^{-1}$ numa floresta de encosta e de 6,3 $t.ha^{-1}/ano^{-1}$ numa Floresta de Restinga, nossos resultados não mostram diferenças significativas entre a Restinga e as Terras Baixas. Os valores encontrados foram maiores que os de Moraes et al. (1999) e também que os de Pires et al. (2006), que encontraram uma produção de 5,1 $t.ha^{-1}/ano^{-1}$ numa Floresta de Restinga na Ilha do Mel, e somente foram consideravelmente inferiores aos de alguns estudos efetuados na Floresta Amazônica (Pires et al. 2006).

A análise de similaridade com outros levantamentos realizados em florestas de restinga e de encosta da Mata Atlântica não indicou agrupamentos consistentes, tendo em vista que a similaridade foi muito baixa em geral – o grupo mais forte, formado por duas áreas de encosta do Rio de Janeiro, não chegou a apresentar 50% de similaridade de Jaccard. A baixa similaridade florística entre as florestas de Ubatuba aqui investigadas e as outras florestas já estudadas reforça a ideia de uma grande heterogeneidade da Planície Costeira nas regiões Sudeste e Sul do Brasil.

Concluindo, a Floresta de Restinga e a Floresta das Terras Baixas investigadas são constituídas por espécies arbóreas diferentes e apresentam apenas poucas espécies em comum, que em sua maioria são generalistas e ubíquas. A diferença em composição pode ser determinada pelas características físico-químicas dos respectivos solos, oriundos de processos pedogênicos distintos. A forte pressão de seleção exercida pela saturação hídrica do solo, que dura de três a cinco meses por ano na Restinga, pode explicar a menor diversidade florística da Floresta de Restinga. Entretanto, apesar das grandes diferenças de composição e estrutura, as duas comunidades apresentaram valores semelhantes nos indicadores funcionais (biomassa e produção de serapilheira). Embora as condições edáficas mostrem-se distintas, cada espécie responderia de modo particular a essas variações ambientais e, ao encontrar um espectro favorável de condições e recursos, não haveria uma limitação diferencial à produção de biomassa e de serapilheira.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Gradiente Funcional – "Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar" (Processo 03/12595-7), que faz parte do Programa BIOTA/FAPESP – O Instituto Virtual da Biodiversidade (www.biota.org.br). Aos Programas de Pós-Graduação do IB/UNICAMP, do CENA/USP e do IB/UNESP- – Rio Claro envolvidos nesse Projeto Temático; à FAPESP, CAPES e ao CNPq pelas bolsas concedidas; aos demais pesquisadores da equipe do BIOTA Gradiente Funcional pela ajuda nos trabalhos de campo, pelas inúmeras discussões estimulantes e pelo excelente convívio nesses cinco anos. Autorização COTEC/IF 41.065/2005 e autorização IBAMA/CGEN 093/2005.

Referências Bilbiográficas

ACKERLY, D.D. 2003. Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. Int. J. Plant Sci. 164(3 Suppl):165-184. http://dx.doi.org/10.1086/368401

ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., SCARANELLO, M.A., CAMARGO, P.B., SANTOS, F.A.M., JOLY, C.A. & MARTINELLI, L.A. 2010 Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). Forest Ecol. Manag. 260:679-691. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Bot. J. Lin. Soc. 141:399-436. http://dx.doi.org/10.1046/j.1095-8339.2003.t01-1-00158.x

ARAÚJO, D.S.D. & LACERDA, L.D. 1987. A natureza das restingas. Ciência Hoje 6(32):42-48.

ASSIS, A.M., PEREIRA, O.J. & THOMAZ, L.D. 2004. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES). Rev.bras.bot. 27(2):349-361.

AYRES, M., AYRES JÚNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A. 2007. BIOESTAT - Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas. Ong Mamiraua, Belém.

BROWN, J.H. & LOMOLINO, M.V. 2006. Biogeografia. 2nd ed. FUNPEC, Ribeirão Preto.

BRUNIG, E.F. 1983. Vegetation structure and growth. In Tropical rain forest ecosystems: structure and function (F.B. Golley). Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, p. 49-75.

CÉSAR, O. & MONTEIRO, R. 1995. Florística e fitossociologia de uma floresta de restinga em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar), Município de Ubatuba - SP. Naturalia 20:89-105.

CHAVE, J., RIERA, B. & DUBOIS, M.-A. 2001. Estimation of Biomass in a Neotropical Forest of French Guiana: Spatial and Temporal Variability. J. Trop. Ecol. 17(1):79-96. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467401001055

CHAVE, J., ANDALO, C., BROWN, S., CAIRNS, M., CHAMBERS, J.C., EAMUS, D., FÖLSTER, H., FROMARD, F., HIGUCHI, N., KIRA, T., LESCURE, J., NELSON, B.W., OGAWA, H., PUIG, H., RIÉRA, B. & YAMAKURA, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. Oecologia 145:87-99. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x

CLARK, D.A. 2002. Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. Ecol. Appl. 12:3-7. http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0003:ATFAIC]2.0.CO;2

COLWELL, R.K. 2009. EstimateS: Statistical Estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. purl.oclc.org/estimates

CORRÊA, A.C.B., SILVA, D.G. & MELO, J.S. 2008. Utilização de depósitos de encostas dos brejos pernambucanos como marcadores paleoclimáticos do quaternário tardio no semi-árido nordestino. Mercator - Revista de Geografia da UFC 14(7):99-125.

DENSLOW, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. Ann. Rev. Ecol. Syst. 18:431-451. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.002243

EISENLOHR, P.V., MELO, M.M.R.F., IVANAUSKAS, N.M., SOUZA, V.C., RODRIGUES, R.R., DUARTE, A.R., BREIR, T.B. & UDULUTSCH, R.G. 2011. Floresta Ombrófila Densa Atlântica: bases conceituais e estudo de caso no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, Brasil. In Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Caso (J.M. Felfili, P.V. Eisenlohr, M.M.R.F. Melo, L.A. Andrade & J.A.A. Meira-Neto, orgs.). Editora UFV, Viçosa. No prelo.

FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. 1991. Plant Litter: its dynamics and effects on plant community structure. Bot. Rev. 57(1):1-32. http://dx.doi.org/10.1007/BF02858763

FELFILI, J.M. & REZENDE, R.P. 2003. Conceitos e Métodos em Fitossociologia. Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília. Comunicações Técnicas Florestais, v. 5.

Gauch Jr., H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge.

GUERRA, A.T. & GUERRA, A.J.T. 1997. Novo dicionário geológico-geomorfológico. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.

GUILHERME, F.A.G., MORELLATO, L.P.C. & ASSIS, M.A. 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. Rev. bras. bot. 27(4):725-737.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics package for education and data analysis. Palaeontol. Electron. 4(1).

HILL, M.O. 1979. TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York.

HILL, M. & SMILAUER, P. 2005. TWINSPAN for Windows, version 2.3.

HUBBELL, S.P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

JOLY, C.A., MARTINELLI, L.A., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., TAMASHIRO, J.Y., AIDAR, M.P.M., CAMARGO, P.B., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C. & DURIGAN, G. 2008. As parcelas permanentes do Projeto Temático BIOTA Gradiente Funcional: Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil. In Experiências de monitoramento no bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes. (C.R. Sanquetta, org.). RedeMAP: Rede de Parcelas Permanentes dos Biomas Mata Atlântica e Pampa & Funpar (Fundação Universidade do Paraná), Curitiba, p. 109-148.

LACERDA, M.S. 2001. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LEÃO, Z.M.A.N. & DOMINGUEZ, J.M.L. 2000. Tropical coast of Brazil. Mar. Poll. Bull. 41:112-122. http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00105-3

LEIGH JUNIOR, E.G., DAVIDAR, P., DICK, C.W., PUYRAVAUD, J-P., TERBORGH, J., TER STEEGE, H. & WRIGHT S.J. 2004. Why do some Tropical Forests have so many species of trees? Biotropica 36:447-473.

LEINZ, V. & LEONARDOS, O.H. 1977. Glossário geológico. Editora Nacional, São Paulo.

LONDSDALE, W.M. 1988. Predicting the amout of litterfall in forests of the world. Ann. Bot. 61:319-324.

MALHI, Y., BALDOCCHI, D.D. & JARVIS, P.G. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. Plant Cell Environ 22(6):715-740. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00453.x

MANTOVANI, M., RUSCHEL, A.R., PUCHALSKI, A., SILVA, J.Z., REIS, M.S. & NODARI, R.O. 2005. Diversidade de espécies e estrutura sucessional de uma formação secundária da floresta ombrófila densa. Sci. For. 67:14-26.

MARTINS, S.C. 2010. Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

McCUNE, B. & GRACE, J.B. 2002. Analysis of Ecological Communities. MjM Software, Gleneden Beach.

McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD - multivariate analysis of ecological data. Version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach.

MELO, M.M.R.F. & MANTOVANI, W. 1994. Composição florística e estrutura de trecho de Mata Atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). Bol. Inst. Bot. 9:107-158.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN - MOBOT. 2008. Missouri Botanical Garden Plant Science. Database - W3 TRÓPICOS. http://www.mobot.org (acesso contínuo em 2008 e 2009).

MORAES, R.M., DELITTI, W.B.C. & STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. Rev.Bras.Bot. 22(1):9-16. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041999000100002

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858. http://dx.doi.org/10.1038/35002501

NASCIMENTO, H.E.M. & LAURANCE, W.F. 2002. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. Forest Ecol Manag 168(1-3):311-321. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00749-6

OLIVEIRA, V.C. & JOLY, C.A. 2010. Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses. Trees 24:185-193. http://dx.doi.org/10.1007/s00468-009-0392-2

OLMOS, I.L.J. & CAMARGO, M.N. 1976. Ocorrência de alumínio tóxico nos solos do Brasil, sua caracterização e distribuição. Cienc. Cult. 28(2):171-180.

PEDRONI, F. 2001. Aspectos da estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na Mata Atlântica de planície e encosta em Picinguaba, Ubatuba, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PESSOA, S.V.A. & OLIVEIRA, R.R. 2006. Análise estrutural da vegetação arbórea em três fragmentos florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia 57:391-412.

PHILLIPS, O.L. & BAKER, T. 2002. RAINFOR - Field manual for plot establishment and remeasurement. http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/ (ultimo acesso em 05/2006).

PIRES, L.A., BRITEZ, R.M., MARTEL, G. & PAGANO, S.N. 2006. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. Acta bot.bras. 20(1):173-184.

PONÇANO, W.L., CARNEIRO, C.D.R., BISTRICHI, C.A., ALMEIDA, F.F.M. & PRANDINI, F.L. 1981. Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, v. 1.

POOLE, R.W. 1974. An introduction to quantitative ecology. McGraw-Hill, New York.

RAMOS-NETO, M.B. 1993. Análise florística e estrutural de duas florestas sobre a restinga, Iguape, São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

RIZZINI, C.T. 1997. Tratado de Fitogeografia do Brasil. Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Âmbito Cultural Edições Ltda., Rio de Janeiro.

SACRAMENTO, A.C., ZICKEL, C.S. & ALMEIDA JUNIOR, E.B. 2007. Aspectos florísticos da vegetação de Restinga no litoral de Pernambuco. Rev. Arvore 31(6):1121-1130. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000600017

SCHERER, A., MARASCHIN-SILVA, F. & BAPTISTA, L.R.M. 2005. Florística e estrutura do componente arbóreo de matas de Restinga arenosa no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. Acta bot.bras. 19(4):717-726.

SCUDELLER, V.V., MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. Plant Ecol. 152: 185-199. http://dx.doi.org/10.1023/A:1011494228661

SCUDELLER, V.V. 2002. Análise Fitogeográfica da Mata Atlântica - Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SHEPHERD, G.J. 2008. Fitopac 2. Versão preliminar. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA, S.M., BRITEZ, R.M., SOUZA, W.S. & JOLY, C.A. 1994. Fitossociologia do componente arbóreo da floresta de restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR. In III Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira (S. Watanabe, coord.). Aciesp, São Paulo, p.33-48.

SILVA, A.F. & LEITÃO-FILHO, H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da mata atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). Rev. Bras. Bot. 5:43-52.

SIQUEIRA, M.F. 1994. Classificação da vegetação e ordenação de espécies arbóreas da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SMITH, A.R., PRYER, K.M., SCHETTPELZ, E., KORALL, P., SCHEIDER, H. & WOLF, P. 2006. A classification for extant ferns. Taxon 55:705-731. http://dx.doi.org/10.2307/25065646

SMITH, E.P. & van BELLE, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. Biometrics 40:119-129. http://dx.doi.org/10.2307/2530750

SNEATH, P.H. & SOKAL, R.R. 1973. Numerical taxonomy. Freeman and Company, San Francisco.

SOUSA NETO, E., CARMO, J.B., KELLER, M., MARTINS, S.C., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., PICCOLO, M.C., CAMARGO, P., COUTO, H.T.Z., JOLY, C.A. & MARTINELLI, L.A. 2011. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic Forest. Biogeosciences 8: 733-742.

SPAIN, A.V. 1984. Litterfall and the Standing Crop of Litter in Three Tropical Australian Rainforests. J. Ecol. 72(3):947-961. http://dx.doi.org/10.2307/2259543

SUNDARAPADIAN, S.M. & SWAMY, P.S. 1999. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. For. Ecol. Manag. 123:231-244. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00062-6

SZTUTMAN, M. & RODRIGUES, R.R. 2002. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua de planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. Rev. Bras. Bot. 25:161-176. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042002000200005

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). Rev. Bras. Bot. 22(2):1-12.

TECCHIO, M.A., PAIOLI-PIRES, E.J., GRASSI FILHO, H., BRIZOLA, R.M.O., VIEIRA, C.R.Y. & TERRA, M.M. 2005. Avaliação de variáveis fisiológicas em porta-enxertos de videira cultivados em solução nutritiva com a adição de alumínio. Cienc. Agrotec. 29(2):274-283. http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542005000200002

TIEPOLO, G., CALMON, M. & FERETTI, A.R. 2002. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring. Extension Serie Taiwan Forestry Research Institute, v. 153, p. 98-115.

VALENTIN, J.L. 2000. Ecologia Numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Interciência, Rio de Janeiro.

VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

VIEIRA, L.S. 1988. Manual de Ciência do Solo. Ed. Agronômica Ceres, São Paulo.

VIEIRA, S.A., ALVES, L.F., AIDAR, M., ARAÚJO, L.S., BAKER, T., BATISTA, J.L.F., CAMPOS, M.C., CAMARGO, P.B., CHAVE, J., DELITTI, W.B.C., HIGUCHI, N., HONORIO, E., JOLY, C.A., KELLER, M., MARTINELLI, L.A., MATTOS, E.A., METZKER, T., PHILLIPS, O., SANTOS, F.A.M., SHIMABUKURO, M.T., SILVEIRA, M. & TRUMBORE, S.E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. Biota Neotropica 8(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/abstract?point-of-view+bn00108022008 http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000200001

VILLWOCK, J.A. 1987. Processos costeiros e a formação das praias arenosas e campos de dunas ao longo da costa sul e sudeste brasileira. In Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. ACIESP, Águas de Lindóia. pp.380-398.

VITOUSEK, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. Am. Nat. 119(4):53-72. http://dx.doi.org/10.1086/283931

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4nd ed. Prentice-Hall, Inc., New Jersey. FUNPEC,o. 2011.nsEdo. pp. 372-387)n &nn.

Recebido em 01/04/2011
Versão reformulada recebida em 01/05/2011
Publicado em 16/05/2011

Anurofauna em área de cerrado aberto no município de Borebi, estado de São Paulo, Sudeste do Brasil: uso do habitat, abundância e variação sazonal

***Fábio Maffei*[1,2]*, Flávio Kulaif Ubaid*[1] *& Jorge Jim*[1]**

[1] Departamento de Zoologia, Laboratório de Herpetologia, Instituto de Biociências de Botucatu, Programa de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Distrito de Rubião Júnior s/n, CEP 18618-000, Botucatu, SP, Brasil
[2]Autor para correspondência: Fábio Maffei, e-mail: maffei@ibb.unesp.br

MAFFEI, F., UBAID, F.K. & JIM, J. **Anurans in an open cerrado area in the municipality of Borebi, São Paulo state, Southeastern Brazil: habitat use, abundance and seasonal variation.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn04011022011

Abstract: Cerrado biome is mischaracterized and less than three percent of its original areas are legally protected. The anuran fauna of this biome is not very rich when compared with others biomes, but there are a large number of endemic species. Here we present a list of anuran species recorded in a pond in an open cerrado area in the municipality of Borebi, middle-western region of the São Paulo state, Southeastern Brazil. For 24 months (2008 and 2009), we characterized the distribution of species on the studied pond and seasonal variation of species occurrence. We recorded 27 species from six families: Bufonidae (two species), Cycloramphidae (one species), Hylidae (13 species), Leiuperidae (four species), Leptodactylidae (five species), and Microhylidae (two species). Species richness and abundance were related to rainfall. *Dendropsophus minutus* vocalized through the year, while *Rhinella ornata* and *Odontophrynus americanus* were restricted to the dry and cold period (April - August). The other species had their period of higher activity during the warm and rainy months (September - March). The distribution of species within the pond was related to the type of vegetation and to the variation on water volume of the pond, principally during dry periods. Anurans richness and abundance at the pond can be a result of the absence of predatory fish, the different types of available microhabitats and the absence of other water bodies nearby.
Keywords: *amphibians, community, savanna, inventory, seasonality.*

MAFFEI, F., UBAID, F.K. & JIM, J. **Anurofauna em área de cerrado aberto no município de Borebi, estado de São Paulo, Sudeste do Brasil: uso do habitat, abundância e variação sazonal.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn04011022011

Resumo: O bioma Cerrado encontra-se descaracterizado e menos de três por cento de suas áreas originais está legalmente protegida. A anurofauna desse bioma não é muito rica quando comparado a outros biomas, porém há um grande número de espécies endêmicas. Aqui apresentamos uma lista de espécies de anuros registrados em uma lagoa em área de cerrado aberto do município de Borebi, região Centro-Oeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Durante 24 meses de estudo (2008 e 2009) caracterizamos a distribuição das espécies na lagoa estudada e descrevemos a variação sazonal das espécies. Foram registradas 27 espécies pertencentes a seis famílias: Bufonidae (duas espécies), Cycloramphidae (uma espécie), Hylidae (13 espécies), Leiuperidae (quatro espécies), Leptodactylidae (cinco espécies) e Microhylidae (duas espécies). A riqueza de espécies e abundância estiveram relacionadas com a precipitação. *Dendropsophus minutus* foi a espécie mais abundante e com registro de vocalização durante o ano inteiro. *Rhinella ornata* e *Odontophrynus americanus* foram restritas ao período seco e frio (abril a agosto). As outras espécies tiveram seu período de maior atividade nos meses chuvosos e quentes (setembro a março). A ocupação da lagoa variou com o tipo de vegetação e conforme a variação do seu volume de água, principalmente nos período de estiagem. A alta riqueza e abundância de anuros da lagoa pode ser resultado da ausência de peixes predadores, dos diversos tipos de microambientes do local e da ausência de outros corpos d'água próximos.
Palavras-chave: *anfíbios, comunidade, savana, inventário, sazonalidade.*

Introdução

O bioma Cerrado está distribuído em grande parte da região central do Brasil, no extremo nordeste do Paraguai e no leste da Bolívia (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006). É a segunda maior formação vegetal brasileira, ocupando um quarto do território nacional e superado em área apenas pela Amazônia (Ratter et al. 1997). Suas fisionomias variam desde formações abertas (campos ou savanas) até formações com aspecto florestal, tais como o cerradão e as matas de galeria (Eiten 1972). É considerado um dos 25 *hotspots* do planeta, que são áreas prioritárias para conservação caracterizadas pela grande concentração de espécies endêmicas, rica biodiversidade e ameaçada no mais alto grau (Myers et al. 2000). Mais da metade das áreas desse bioma já foram modificados pelo homem e apenas 2,2% encontra-se em Unidades de Conservação (Klink & Machado 2005). Segundo Machado et al. (2004), a taxa de desmatamento do Cerrado é alarmante, chegando a 1,5% ao ano. Essas áreas vêm sendo substituídas por pastagens exóticas, culturas anuais e outros tipos de monoculturas (Klink & Machado 2005). Estudos recentes estimam que o bioma fora das Unidades de Conservação deverá desaparecer no ano de 2030, caso o atual modelo de desenvolvimento seja mantido (Machado et al. 2004).

No estado de São Paulo, o Cerrado ocupava originalmente cerca de 14% do território, sendo que atualmente esta área representa menos de 1% da sua distribuição original, pulverizados em 8.300 fragmentos, e metade deles é menor que 10 ha (Kronka et al. 1998, 2005). Os cerrados paulistas possuem formações que vão desde áreas abertas (campo limpo, campo sujo, campo cerrado e cerrado típico) até áreas florestadas (cerradão). Contudo, as áreas de formação campestres ou savanas são poucas e vêm sendo fortemente degradadas (Durigan et al. 2004).

Atualmente, são conhecidas 141 espécies de anfíbios para o Cerrado, sendo que várias espécies vêm sendo descritas e ainda faltam amostragens adequadas em várias regiões (Colli et al. 2002, Bastos 2007). O número de espécies é considerado baixo em relação ao tamanho do bioma, o que pode ser atribuído principalmente ao baixo índice pluviométrico anual e à estação seca prolongada (Duellman 1999). Vasconcelos et al. (2010) relatam que a concentração das chuvas ao longo do ano é um importante fator regulador nas comunidades de anuros no Cerrado. Entretanto, o endemismo do grupo em relação a outros vertebrados é alto, com 47 espécies (33%) restritas a esse bioma (Bastos 2007).

Das 231 espécies de anfíbios registradas para o estado de São Paulo, apenas 58 ocorrem em áreas de Cerrado (Araújo et al. 2009a). Segundo Haddad (1998), o Cerrado paulista apresenta uma anurofauna naturalmente mais empobrecida em relação às áreas de Mata Atlântica, pois os ambientes abertos desse ecossistema permitem poucas especializações reprodutivas aos anuros, restringindo o número de grupos filogenéticos que podem ocupar estas áreas. Os levantamentos de anuros no Cerrado paulista foram realizados em áreas de transição com Floresta Estacional Semidecidual (e.g., Jim 1980, 2003, Bernarde & Kokubum 1999, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Araujo et al. 2009b), cerradão (e.g., Melo et al. 2007, Ribeiro Junior & Bertoluci 2009) e cerrado aberto (Brasileiro et al. 2005). No presente trabalho, apresentamos uma lista de espécies de anuros em uma lagoa em área de cerrado aberto no município de Borebi (SP), caracterizamos a distribuição das espécies na lagoa estudada e descrevemos a variação sazonal das espécies registradas.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Rio Pardo, localizada no sul do município de Borebi (22° 48' S e 49° 00" O), região Centro-Oeste do estado de São Paulo (Figura 1), sudeste do Brasil. A fazenda possui plantios de *Eucalyptus saligna* e fragmentos de cerrado "stricto sensu". A altitude do local é de 650 m e o relevo é plano. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa (tropical de altitude), que abrange toda a parte central do estado de São Paulo e é caracterizado por chuvas no verão e seca no inverno. A temperatura média mensal mínima registrada durante o trabalho foi de 8,8 °C (maio de 2008 e junho de 2009) e a média mensal máxima foi de 29,8 °C (janeiro de 2009). A precipitação anual total foi de 1279,4 mm em 2008 e 1944,9 mm em 2009.

A área está inserida na região hidrográfica do médio Paranapanema, com seus cursos d'água drenando para o rio Pardo, que por sua vez deságua no rio Paranapanema. Predomina o latossolo vermelho-amarelo, fase arenosa, que propicia a ocorrência de vegetação de campos na maior parte da região (Carpanezzi et al. 1975). No entorno da fazenda são desenvolvidas atividades agrícolas, predominando o cultivo da laranja, cana-de-açúcar, pastagens e plantações de eucalipto.

O local de amostragem foi uma lagoa localizada no centro da fazenda (Figura 2). No período chuvoso, o nível da água é controlado por um dique, que limita o escoamento da água. O espelho d'água tem aproximadamente 150 m de largura e 250 m de extensão. Nos meses mais secos (abril a agosto), o volume de água é reduzido pela metade. Há predominância de vegetação emergente nas margens da lagoa, que é gradualmente substituída por vegetação herbáceo-arbustiva (gramíneas, touceiras e pequenos arbustos) e arbustos espaçados, conforme se distancia da lagoa (Figura 3). No final da lagoa forma-se um encharcado com um taboal no centro. Em algumas regiões marginais da lagoa a vegetação é predominantemente arbórea, porém sem formação de dossel. No período chuvoso, a água da lagoa transborda próximo ao dique formando um alagado com aspecto de poça temporária com aproximadamente 2 × 5 m. São ambientes exclusivamente abertos com insolação total.

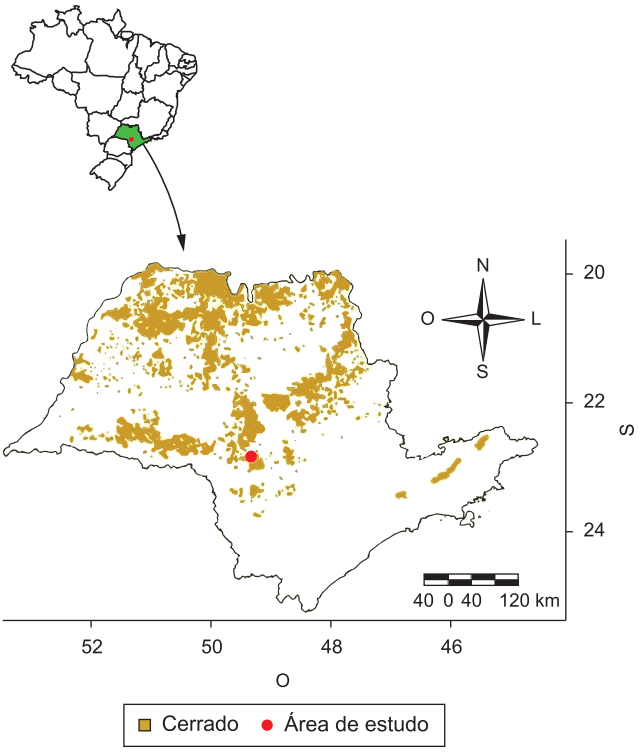


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo no estado de São Paulo. [Fonte: modificado de CRIA (Centro... 2009)].

Figure 1. Geographical location of the study area in the São Paulo state. [Source: modified of (Centro... 2009)].

2. Coleta e análise dos dados

Os dados foram coletados de janeiro de 2008 a dezembro de 2009 com visitas mensais, totalizando 24 noites de coleta. Para o registro das espécies foram utilizados os métodos de levantamento por encontro visual (Crump & Scott Junior 1994) e procura auditiva (Zimmerman 1994). A cada visita, a abundância de cada espécie foi estimada pelo número de machos vocalizando. A borda da lagoa foi percorrida lentamente, partindo de um ponto inicial diferente a cada visita. O percurso não foi linear, já que os indivíduos podiam estar vocalizando na área central ou externamente às margens da lagoa (Rossa-Feres & Jim 2001).

Espécimes-testemunho foram coletados manualmente e acondicionados em sacos plásticos umedecidos. Posteriormente, foram anestesiados e mortos com xilocaína em pasta a 5%, e em seguida fixados em formalina a 10%. Após cinco dias, foram conservados em



Figura 2. Lagoa amostrada na Fazenda Rio Pardo, município de Borebi: a) Visão geral da lagoa em período seco; b) Visão geral da lagoa em período chuvoso; c) Vegetação de Cerrado ao redor da lagoa.

Figure 2. Pond sampled in the Rio Pardo Farm, municipality of Borebi: a) General view of the pond in the dry season; b) General view of the pond in the rainy season; c) Cerrado vegetation around the pond.

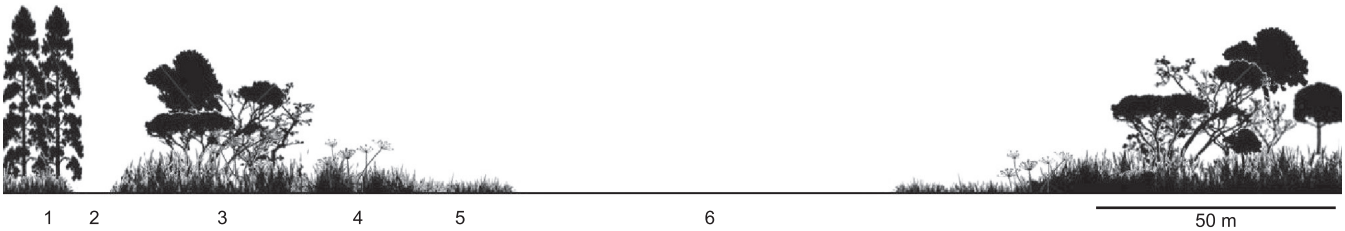


Figura 3. Diagrama do perfil da vegetação da lagoa estudada: 1) eucalipto, 2) estrada, 3) vegetação arbórea-arbustiva, 4) vegetação herbácea, 5) vegetação emergente, 6) lâmina d'água.

Figure 3. Vegetation profile diagram of the studied pond: 1) eucalyptus, 2) road, 3) arboreal-shrubby vegetation, 4) herbaceous vegetation, 5) emergent vegetation, 6) water surface.

álcool 70% e tombados na Coleção Científica Jorge Jim, localizada no Laboratório de Herpetologia do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências de Botucatu da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Apêndice 1). A nomenclatura das espécies adotada no trabalho segue Frost (2010).

A frequência de ocorrência das espécies foi analisada pelo índice de constância de ocorrência (Dajoz 1972) expresso em porcentagem, sendo que as espécies foram categorizadas em: comuns (C > 50% - registradas em mais de 12 visitas); relativamente comuns (25% ≤ C ≤ 50% - registradas entre seis e 12 vistas); e ocasionais (C < 25% - registradas em menos de cinco visitas). A abundância relativa foi analisada através da porcentagem do número de registros de cada espécie em relação ao número de registros total (Magurran 1988).

A eficiência da amostragem foi avaliada pela curva de acumulação de espécies construída com dados de presença e ausência das espécies em cada mês, num total de 24 amostras. Os cálculos foram realizados com base em 1000 aleatorizações utilizando o estimador não-paramétrico *Bootstrap* com o uso do programa EstimateS 7.5 (Smith & van Belle 1984, Colwell 2005). Esse estimador foi escolhido por considerar dados de todas as espécies registradas, diferentemente dos demais estimadores não-paramétricos que se baseiam em espécies raras (Santos 2003).

Para testar a relação entre as variáveis climáticas (precipitação total mensal e temperatura média mínima dos cinco dias anteriores ao dia da coleta) e a riqueza e abundância da comunidade estudada, foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman (r_S). As correlações foram realizadas independentemente considerando cada variável climática com riqueza e abundância. O índice r_S foi escolhido devido à não-normalidade da distribuição dos dados. Devido a correlação existente entre a média das temperaturas máximas e mínimas, foram excluídas das análises os dados de temperatura média máxima por apresentarem menor coeficiente de variação (CV = 12,58%). Foi utilizado o programa BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2007), e o nível de significância adotado para as análises foi $p < 0,05$. Os dados ambientais utilizados nas análises foram obtidos a partir de uma estação meteorológica de uma fazenda vizinha distante cerca de 10 km da área de estudo.

Resultados

Foram registradas 27 espécies de anfíbios anuros pertencentes a 11 gêneros distribuídos em seis famílias (Tabela 1, Figura 4). A família Hylidae correspondeu à metade das espécies registradas (n = 13). O restante foi representado pelas famílias Leptodactylidae (n = 5), Leiuperidae (n = 4), Microhylidae (n = 2), Bufonidae (n = 2) e Cycloramphidae (n = 1). *Rhinella schneideri* foi registrada após o período de estudo.

Apenas duas espécies (8%) foram consideradas comuns (*Dendropsophus minutus* e *Physalaemus cuvieri*). As espécies relativamente comuns corresponderam a 46% (n = 12) e as ocasionais, também somaram 46% (n = 12). Espécies como *Hypsiboas albopunctatus*, *Scinax fuscomarginatus* e *S. fuscovarius* foram consideradas relativamente comuns, porém foram registradas em mais de dez visitas. Apenas *Chiasmocleis albopunctata* e *Odontophrynus americanus* foram registradas somente em uma visita. A abundância relativa de 18 espécies foi menor que 2% (Figura 5). *Dendropsophus minutus* teve uma abundância relativa de 40,98%, que somado aos registros de *Scinax fuscovarius* (20,92%) corresponderam a quase 2/3 de todos os registros. *Leptodactylus latrans*, a espécie menos abundante nas amostragens, foi registrado em três visitas, sempre com um indivíduo.

A curva cumulativa de espécies registradas atingiu sua assíntota a partir da 21ª visita (setembro de 2009). Entretanto, o estimador *Bootstrap* calculou 27,9 (± 0,0) espécies para a área e a sua curva apresentou forte tendência à estabilização (Figura 6).

O período de vocalização das espécies registradas esteve associado em sua maioria ao período chuvoso - setembro a março. A riqueza de espécies esteve correlacionada com a temperatura média mínima ($r_S = 0,67$, $p < 0,05$) e com a precipitação ($r_S = 0,69$, $p < 0,05$), sendo que a maior riqueza foi registrada em um dos picos de precipitação (janeiro de 2009). Do mesmo modo, a abundância esteve correlacionada com a temperatura média mínima ($r_S = 0,50$, $p < 0,05$) e precipitação ($r_S = 0,46$, $p < 0,05$).

A variação da temperatura mínima foi mais evidente em relação à temperatura máxima. Nos meses mais frios (maio a julho) foram observadas as menores riquezas, com diminuição considerável da abundância, chegando a zero indivíduos em abril de 2008. Machos de *Rhinella ornata* e *Odontophrynus americanus* vocalizaram apenas no período seco. Os de *Dendropsophus minutus* vocalizaram o ano todo, mas com maiores abundâncias no período chuvoso. A maioria dos hilídeos vocalizou durante toda estação chuvosa (Figura 7). Os leiuperídeos apresentaram curtos períodos de vocalização sempre no auge das chuvas, exceto *Physalaemus cuvieri*, cujos machos vocalizaram durante toda a estação chuvosa. Nenhum leptodactilídeo foi registrado vocalizando fora do período chuvoso.

A vegetação emergente e marginal da lagoa foi utilizada principalmente pelos hilídeos de pequeno porte. Os hilídeos de maior porte (*Hypsiboas faber* e *Phyllomedusa tetraploidea*) vocalizaram distantes da água, associados ao substrato de maior porte. Machos de *Dendropsophus anceps* vocalizaram apenas no taboal e *Scinax berthae* e *S. squalirostris* vocalizaram na vegetação herbácea (touceiras de capim fino) ao lado do taboal. As maiores agregações de indivíduos se deram ao redor do taboal e da poça temporária. Machos de *Leptodactylus mystacinus* e *L. mystaceus* vocalizaram em áreas de solo seco, distante da lagoa, porém no auge das chuvas ambas as espécies tiveram suas maiores abundâncias na área encharcada próxima ao taboal.

Os leiuperídeos vocalizaram nas extremidades da lagoa, nunca nas margens laterais (Figura 8). No período de estiagem, a lagoa teve seu espelho d'água reduzido pela metade, sendo que no início do mês de dezembro de 2008 apenas uma pequena área na parte central desse ambiente acumulou água. Em outubro e novembro de 2008, toda a borda da lagoa ficou sem vegetação e com o solo exposto. Nesse período, mais de 100 indivíduos de *Leptodactylus fuscus* foram registrados vocalizando próximos de suas tocas. Nos meses de agosto e setembro de ambos os anos, *Dendropsophus minutus* e *Scinax fuscovarius* vocalizaram somente no solo.

Discussão

A composição da anurofauna registrada no presente estudo assemelha-se a outras comunidades de anuros amostradas no Cerrado (Brasileiro et al. 2005, Vitt et al. 2005), com maior representatividade das famílias Hylidae e Leptodactylidae. Foram registradas espécies típicas de Cerrado, como *Dendropsophus jimi* e *D. elianeae* (Napoli & Caramaschi 1999, Brasileiro et al. 2005) e espécies características da Mata Atlântica, como *Rhinella ornata* e *Dendropsophus anceps* (Baldissera Junior et al. 2004, Rolim et al. 2008). *Dendropsophus anceps* foi registrada por Rolim et al. (2008) em diversos pontos a cerca de 5 km da lagoa estudada, sendo esta a segunda população conhecida para o estado de São Paulo.

Apenas duas espécies foram consideradas comuns e o restante foi dividido entre espécies relativamente comuns e ocasionais. Apesar desse padrão ser recorrente em comunidades de anuros (e.g., Melo et al. 2007, Moraes et al. 2007), a maioria dos estudos envolvendo o grupo são anuais impossibilitando a detecção de eventuais alterações na frequência de ocorrência das espécies. Analisando separadamente os dados obtidos em cada ano deste estudo, é possível observar diferenças na frequência de ocorrência: no primeiro ano, duas espécies (8%) foram comuns, nove espécies relativamente comuns (35%) e 15 ocasionais 58% (n = 15). Já

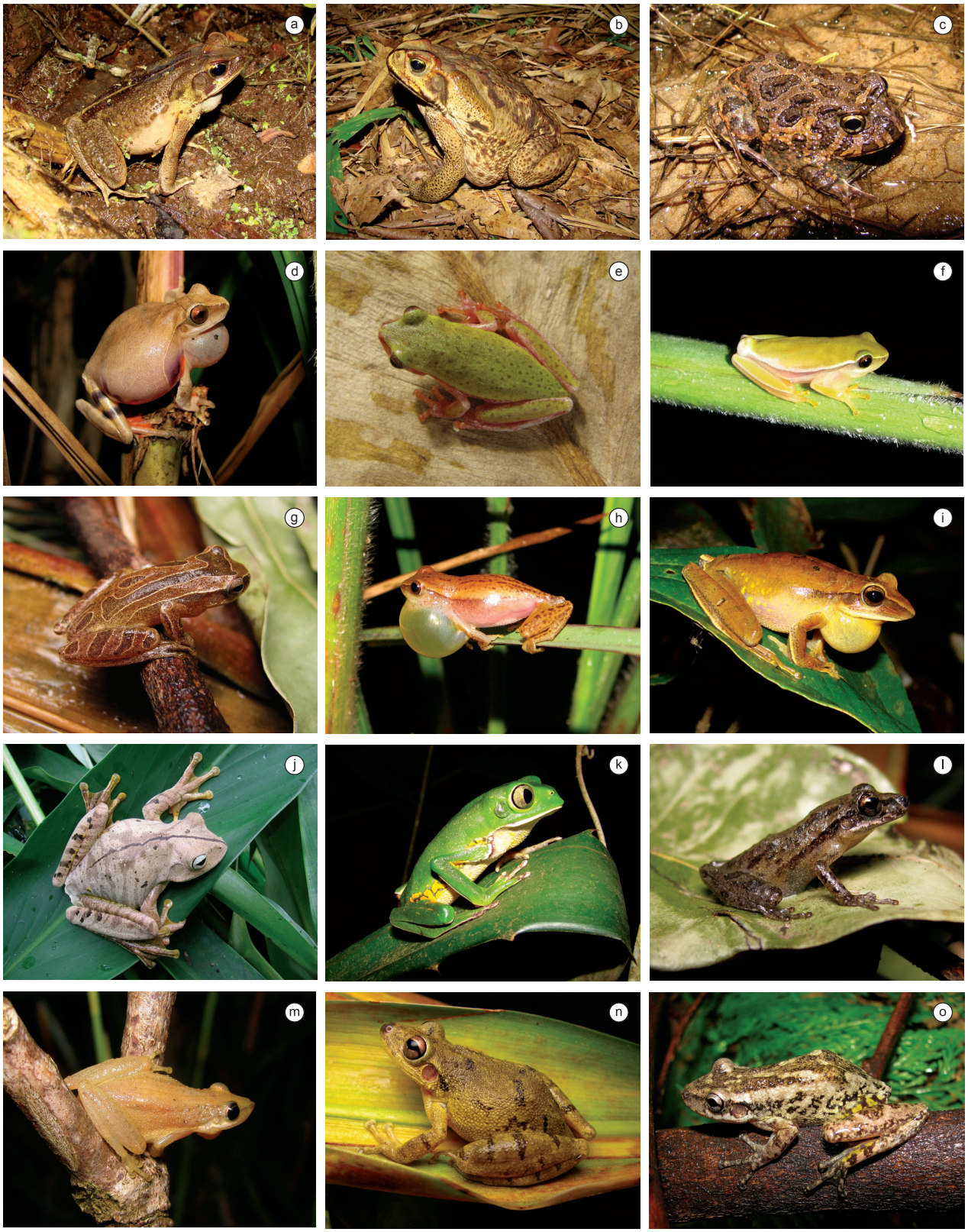


Figura 4. Espécies de anfíbios anuros registradas na Fazenda Rio Pardo, município de Borebi, estado de São Paulo, sudeste do Brasil, entre janeiro de 2008 e dezembro de 2009. a) *Rhinella ornata;* b) *Rhinella schneideri;* c) *Odontophrynus americanus;* d) *Dendropsophus anceps;* e) *Dendropsophus elianeae;* f) *Dendropsophus jimi;* g) *Dendropsophus minutus;* h) *Dendropsophus nanus;* i) *Hypsiboas albopunctatus;* j) *Hypsiboas faber;* k) *Phyllomedusa tetraploidea;* l) *Scinax berthae;* m) *Scinax fuscomarginatus;* n) *Scinax fuscovarius;* o) *Scinax similis.*

Figure 4. Anurans recorded in the Rio Pardo Farm, municipality of Borebi, São Paulo state, Southeastern Brazil, between January 2008 and December 2009. a) *Rhinella ornata;* b) *Rhinella schneideri;* c) *Odontophrynus americanus;* d) *Dendropsophus anceps;* e) *Dendropsophus elianeae;* f) *Dendropsophus jimi;* g) *Dendropsophus minutus;* h) *Dendropsophus nanus;* i) *Hypsiboas albopunctatus;* j) *Hypsiboas faber;* k) *Phyllomedusa tetraploidea;* l) *Scinax berthae;* m) *Scinax fuscomarginatus;* n) *Scinax fuscovarius;* o) *Scinax similis.*



Figura 4. Espécies de anfíbios anuros registradas na Fazenda Rio Pardo, município de Borebi, estado de São Paulo, sudeste do Brasil, entre janeiro de 2008 e dezembro de 2009. p) *Scinax squalirostris;* q) *Eupemphix nattereri;* r) *Physalaemus centralis;* s) *Physalaemus cuvieri;* t) *Physalaemus marmoratus;* u) *Leptodactylus fuscus;* v) *Leptodactylus mystacinus;* x) *Leptodactylus labyrinthicus;* w) *Leptodactylus mystaceus;* y) *Leptodactylus latrans;* z) *Chiasmocleis albopunctatus;* a1) *Elachistocleis ovalis*.

Figure 4. Anurans recorded in the Rio Pardo Farm, municipality of Borebi, São Paulo state, Southeastern Brazil, between January 2008 and December 2009. p) *Scinax squalirostris;* q) *Eupemphix nattereri;* r) *Physalaemus centralis;* s) *Physalaemus cuvieri;* t) *Physalaemus marmoratus;* u) *Leptodactylus fuscus;* v) *Leptodactylus mystacinus;* x) *Leptodactylus labyrinthicus;* w) *Leptodactylus mystaceus;* y) *Leptodactylus latrans;* z) *Chiasmocleis albopunctatus;* a1) *Elachistocleis ovalis*.

no segundo ano, nenhuma espécie foi classificada como comum, cinco espécies foram relativamente comuns (19%) e 21 espécies ocasionais (81%). Na Figura 7 observa-se que as chuvas do segundo ano ocorreram de forma mais concentrada em relação ao primeiro, fato que pode estar relacionado às alterações nas frequências de ocorrência das espécies.

Dendropsophus minutus e *Scinax fuscovarius* foram dominantes em relação à comunidade, correspondendo juntas a 61,90% de todos os registros. Essas duas espécies são comuns em comunidades do Cerrado ocorrendo normalmente em alta abundância (Brasileiro et al. 2005; Rodrigues et al. 2005; Melo et al. 2007).

O resultado do estimador *Bootstrap* mostrou que a comunidade foi bem amostrada, porém indica que algumas espécies ainda podem ser registradas na lagoa estudada. Outras espécies de área aberta muito comuns na região não foram registradas como, por exemplo, *Hypsiboas caingua* e *Leptodactylus podicipinus* (Jim 2003). Cerca de um ano após o término do estudo, em uma visita a lagoa estudada, dois indivíduos de *Rhinella schneideri* foram registrados transitando em sua margem.

A precipitação foi a variável que mais influenciou a variação sazonal das espécies de anuros registradas, sendo que os maiores valores de riqueza e abundância estiveram positivamente relacionados

Tabela 1. Lista das espécies de anfíbios anuros registradas na Fazenda Rio Pardo, município de Borebi, estado de São Paulo, sudeste do Brasil, entre janeiro de 2008 e dezembro de 2009.

Table 1. Anuran species list recorded in the Rio Pardo Farm, municipality of Borebi, São Paulo state, Southeastern Brazil, between January 2008 and December 2009.

Famílias e espécies	Siglas	AR (%)	AM	C (%)	Substrato
Bufonidae					
Rhinella ornata (Spix, 1824)	*Rorn*	0,06	3	12,5	S
Rhinella schneideri (Werner, 1894)*	*Rsch*	-	-	-	S
Cycloramphidae					
Odontophrynus americanus (Duméril & Bibron, 1841)	*Oame*	0,37	35	4,2	S
Hylidae					
Dendropsophus anceps (A. Lutz, 1929)	*Danc*	0,57	30	16,7	T
Dendropsophus elianeae (Napoli & Caramaschi, 2000)	*Deli*	1,17	50	25	VE, H
Dendropsophus jimi (Napoli & Caramaschi, 1999)	*Djim*	1,37	100	20,8	VE, H
Dendropsophus minutus (Peters, 1872)	*Dmin*	40,96	895	95,8	S, T, VE, H
Dendropsophus nanus (Boulenger, 1889)	*Dnan*	2,58	200	29,2	VE, H
Hypsiboas albopunctatus (Spix, 1824)	*Halb*	1,32	23	45,8	T, AB
Hypsiboas faber (Wied-Neuwied, 1821)	*Hfab*	0,09	2	29,2	H
Phyllomedusa tetraploidea Pombal Junior & Haddad, 1992	*Ptet*	1,06	50	37,5	H, AB
Scinax berthae (Barrio, 1962)	*Sber*	0,39	20	13	H
Scinax fuscomarginatus (A. Lutz, 1925)	*Sfsm*	9,36	272	50	T, VE, H
Scinax fuscovarius (A. Lutz, 1925)	*Sfsv*	20,92	500	45,8	S, VE, H, AB
Scinax similis (Cochran, 1952)	*Ssim*	2,56	100	25	VE, H
Scinax squalirostris (A. Lutz, 1925)	*Ssqu*	0,30	15	21	H
Leiuperidae					
Eupemphix nattereri Steindachner, 1863	*Enat*	0,10	5	17	L
Physalaemus centralis Bokermann, 1962	*Pcen*	1,11	50	17	L
Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826	*Pcuv*	5,94	200	62,5	L
Physalaemus marmoratus (Reinhardt & Lütken, 1862 "1861")	*Pmar*	0,49	25	13	L
Leptodactylidae					
Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799)	*Lfus*	3,22	140	38	S
Leptodactylus labyrinthicus (Spix, 1824)	*Llab*	0,12	2	25	L
Leptodactylus latrans (Steffen, 1815)	*Llat*	0,04	1	13	S
Leptodactylus mystaceus (Spix, 1824)	*Lmce*	0,80	50	13	S
Leptodactylus mystacinus (Burmeister, 1861)	*Lmcy*	1,76	70	29,2	S
Microhylidae					
Chiasmocleis albopunctata (Boettger, 1885)	*Calb*	0,43	40	4	L
Elachistocleis ovalis (Schneider, 1799)	*Eova*	2,88	130	33,3	L

*Espécie encontrada fora do período de estudo. Abundância relativa (AR), abundância máxima (AM), constância de ocorrência (C) e substrato de vocalização (S - solo; T - taboa; Ve - vegetação emergente; H - vegetação herbácea; Ab - vegetação arbustiva; L - lâmina d'água).

*Species found outside the study period. Relative abundance (AR), maximum abundance (AM), constancy of occurrence (C), and calling substrate (S - ground, T - Typhaceae; Ve - emergent vegetation; H - herbaceous vegetation, Ab - shrubby vegetation; L - water surface).

ao período de maior precipitação. Esses dados concordam com o exposto por Giaretta et al. (2008), de que as espécies de Cerrado são fortemente influenciadas pelos fatores climáticos, reproduzindo-se principalmente durante a estação chuvosa. Bernarde & Kokubum (1999) e Vasconcelos & Rossa-Feres (2005) também obtiveram correlação positiva entre número de espécies em atividade de vocalização e a precipitação em estudos com anuros em áreas de transição de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual. Apesar de ser considerado período seco, o mês de agosto de ambos os anos tiveram altos índices de precipitação, o que pode ter influenciado o início da atividade reprodutiva de várias espécies. Em regiões de clima sazonal a chuva tem relação direta com a umidade do ar, que é fator determinante no período de atividade dos anuros, além disso, a precipitação disponibiliza ou renova sítios reprodutivos (Rossa-Feres & Jim 1994).

A temperatura atuou como fator secundário na atividade das espécies, estando os meses das menores riquezas e abundâncias associados com as menores temperaturas mínimas. Eterovick & Sazima (2000) expõem que embora a temperatura tenha uma importância secundária, as baixas temperaturas possam ser usadas como um sinal do término da estação chuvosa. Jim (2003) relata que a temperatura tem um papel importante no início da atividade de algumas espécies. Os meses com os maiores aumentos de temperatura contribuíram tanto no aumento da riqueza, quanto na abundância. Uma exceção foi setembro de 2008, no entanto a baixa precipitação nesse mês também pode ter influenciado na atividade de algumas espécies.

As únicas espécies que tiveram seus períodos de vocalização fora da estação chuvosa foram *Rhinella ornata* e *Odontophrynus americanus*. Essa última teve um único e curto período com machos em atividade de vocalização. O registro foi feito após uma forte chuva (28,3 mm em uma manhã) em uma depressão em área de campo com touceiras ao lado da lagoa. No mês seguinte ainda foram registrados girinos da espécie no local. Comportamento idêntico foi encontrado por Eterovick & Sazima (2000) na Serra do Cipó, onde *O. americanus*

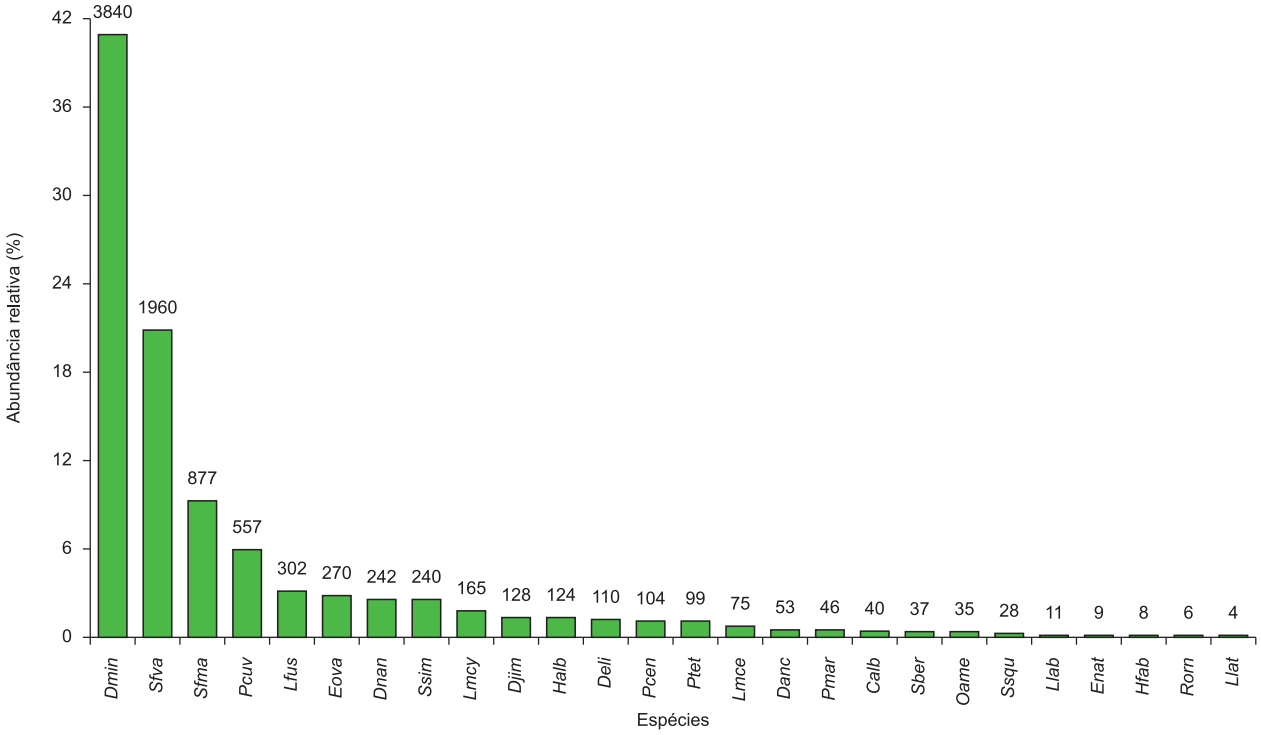


Figura 5. Abundância relativa das 26 espécies de anuros registradas na Fazenda Rio Pardo, município de Borebi, entre janeiro de 2008 e dezembro de 2009. As barras representam a abundância relativa das espécies (%), enquanto os valores em seus topos representam o número total de registros. Abreviações dos nomes das espécies de acordo com a Tabela 1.

Figure 5. Relative abundance of the 26 recorded anuran species in the Rio Pardo Farm, municipality of Borebi, between January 2008 and December 2009. The bars represent the relative abundance of species (%), while the values at their tops represent the total number of records. Abbreviations of species names according to Table 1.

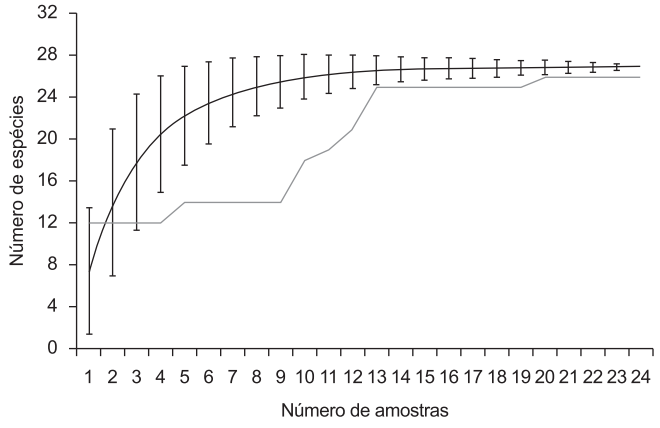


Figura 6. Curvas de riqueza observada (cinza) e de riqueza média estimada pelo método *Bootstrap* (preto) com as barras verticais indicando os respectivos desvios-padrão nas 24 amostras.

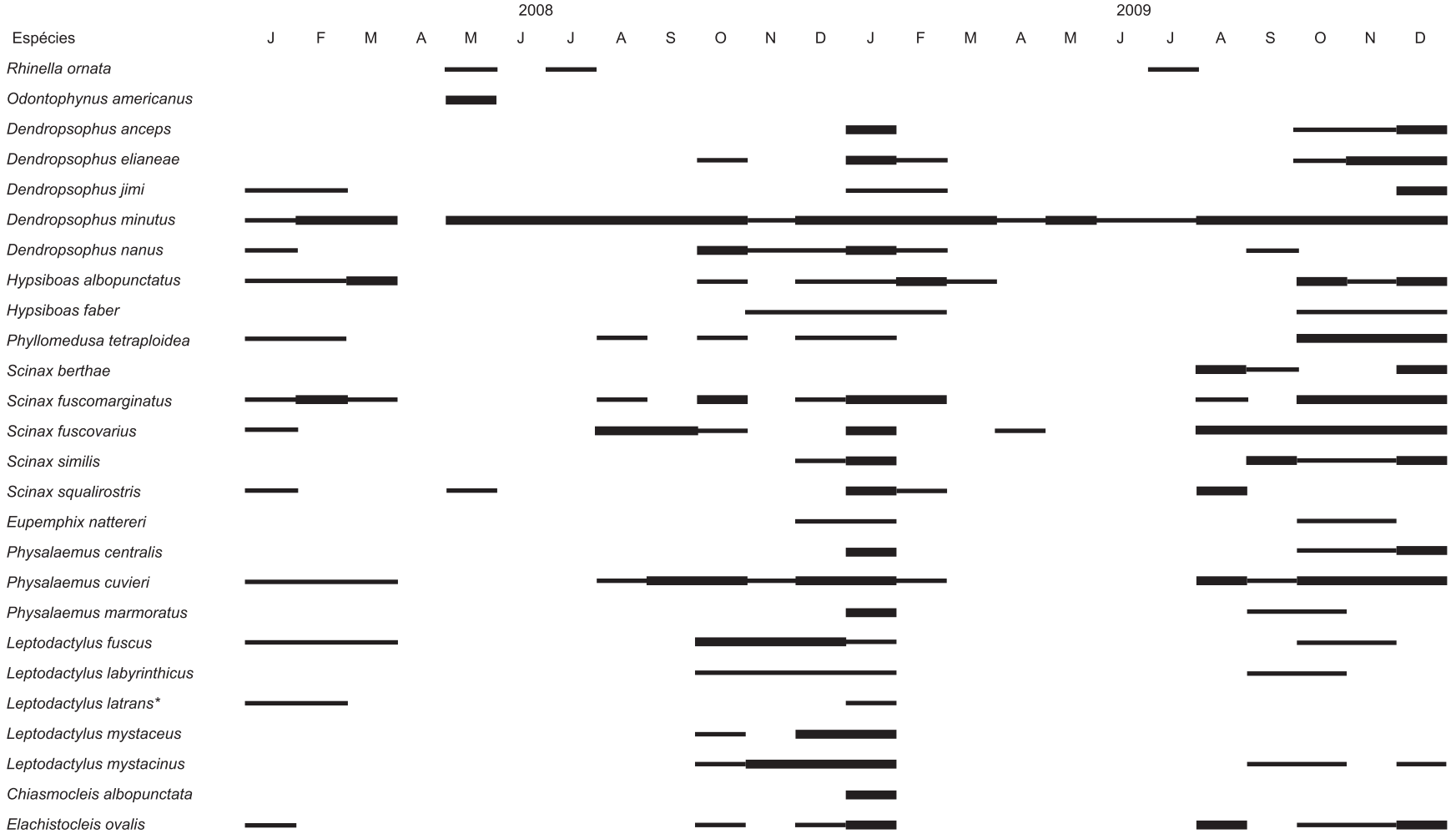
Figure 6. Observed richness (gray) and mean richness curves estimated by *Bootstrap* (black). Vertical bars indicate the standard-deviations for 24 samples.

iniciou sua atividade reprodutiva somente com o enchimento de uma poça pela água da chuva.

Os hilídeos tiveram um período de reprodução mais longo que as espécies pertencentes às demais famílias. Leptodactilídeos e leiuperídeos encerraram o período de reprodução após o período chuvoso, sendo que nenhum indivíduo foi registrado vocalizando nos meses frios e secos, evidenciando um comportamento altamente sazonal das espécies dessas famílias. Esses resultados podem estar relacionados com o local e o modo reprodutivo dessas famílias. Como leptodactilídeos e leiuperídeos utilizaram para reprodução as áreas encharcadas ao redor da lagoa, esses locais dependem de acúmulo de água da chuva. As espécies registradas dessas duas famílias depositam seus ovos em ninhos de espuma (aquáticos ou em tocas subterrâneas) e as larvas completam seu desenvolvimento em poças (Pombal Junior & Haddad 2007). Portanto, com o fim do período chuvoso, há o risco dos encharcados secarem e interromperem o desenvolvimento das larvas (Giaretta & Facure 2006). Evento desse tipo é citado por Santos et al. (2007) no noroeste do estado de São Paulo, região com inconstância de chuvas que ocasiona a instabilidade dos corpos d'água. Iniciando a reprodução com o início das chuvas também pode evitar a infestação do ninho por moscas, mais abundantes no final da estação chuvosa (Giaretta & Facure 2006).

O hidroperíodo do corpo d'água também pode influenciar o comportamento dos indivíduos. Espécies que normalmente vocalizam empoleiradas (e.g., *Dendropsophus minutus*), foram registradas vocalizando no solo no período mais seco. Isso se deve à ausência de vegetação marginal nos períodos mais secos, quando a área da lâmina d'agua reduz consideravelmente.

Apesar do plano vertical ser pouco diversificado em áreas abertas, metade das espécies registradas pertenceu a representantes da família Hylidae. Essa dominância da família Hylidae em área aberta é comum em estudos em áreas de Mata Atlântica (Pombal Junior 1997, Prado & Pombal Junior 2005, Abrunhosa et al. 2006). Já em nas áreas de Cerrado do interior paulista a riqueza de hilídeos representa menos da metade da comunidade (Brasileiro et al. 2005, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005). A presença de discos adesivos nos hilídeos possibilita a ocupação vertical do hábitat aumentando, deste modo, a segregação espacial (Cardoso et al. 1989). A principal vegetação próxima ao corpo d'água é formada de emergentes e herbáceas, que suportam em seus poleiros apenas espécies de pequeno porte. Nesse



Precipitação (mm)	174,4	168,9	165,1	156,6	91,9	38,8	0	86,9	40,4	155,5	98,1	102,8	330,8	157,4	85,5	21,3	76,2	58,3	145,7	92,6	189,1	142	337,8	308,2
Temp. média mínima (°C)	18,4	18,8	17,9	12	8,8	12,9	9,6	9,6	12,8	17	16,6	16,9	18,4	20,3	17,4	10,4	11,5	8,8	9	13,2	15	15,4	15,4	21
Temp. média máxima (°C)	28,8	27,6	28	26,6	25,4	18,9	25,2	28,3	24,9	25,4	28,6	28,6	29,8	28,8	28,7	25,4	22	21,5	19,8	20,5	25,4	22	26,7	29,3
Riqueza	12	8	5	0	4	1	2	5	3	13	7	14	23	9	2	2	1	1	2	7	9	17	14	15
Abundância	28	208	176	0	117	36	132	138	560	280	235	235	1191	144	102	16	35	2	18	678	363	1448	1410	1818

Figura 7. Período de ocorrência das espécies de anuros encontradas na Fazenda Rio Pardo, município de Borebi, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Barras finas correspondem a presença das espécies em atividade de vocalização e barras grossas período de maior abundância. *Espécie registrada apenas visualmente.

Figure 7. Ocurrence period of the anuran species of the Rio Pardo Farm, municipality of Borebi, state of São Paulo, southeastern Brazil. Thin bars represent the presence of the species in calling activities, and the thick bars correspond to the peak of abundance. *Species recorded only by visualization.

caso o uso do hábitat diferenciado entre hilídeos grandes e pequenos pode ser explicado pelo tamanho e massa das espécies (Duellman 1967). Conforme a vegetação se distancia da lagoa, ficando mais resistente, com poleiros mais rígidos, favorece espécies maiores como *Hypsiboas albopunctatus*, *H. faber* e *Phyllomedusa tetraploidea*, sendo que essas duas últimas usam o estrato vertical de diversas maneiras, vocalizando até próximo ao solo. Essa segregação no sítio de vocalização entre os hilídeos também foi registrada por Conte & Rossa-Feres (2007) e Prado & Pombal Junior (2005). A riqueza ou a coexistência de espécies está diretamente ligada com a capacidade de exploração dos microambientes com características distintas (Jim 1980, Cardoso et al.1989, Rossa-Feres & Jim 2001).

A riqueza em áreas abertas localizadas em áreas de transição supera a riqueza encontrada em locais com fitofisionomias florestais - Cerradão e Floresta Estacional Semidecidual (Araujo et al. 2009b). Apesar da aparente homogeneidade física do ambiente aberto, a lagoa amostrada possui diversos microambientes formados conforme a alteração do seu volume de água. Espécies de área aberta são menos especializadas e geralmente o número de espécies de área aberta é maior do que o número de microambientes disponíveis (Cardoso et al. 1989, Jim 1980 e 2003). No presente estudo, isso é mostrado pelas espécies terrestres, principalmente leiuperídeos e leptodactilídeos que utilizaram os mesmos microambientes na lagoa e na poça temporária. Mesmo com vários microambientes disponíveis na borda da lagoa, as espécies dessas duas famílias preferiram a poça temporária para vocalização. Uma possível explicação para essa mudança de ambiente é a ausência ou menor abundância de predadores de girinos no ambiente temporário, proporcionando um maior sucesso reprodutivo (Woodward 1983).

Essa alta riqueza e abundância de anuros da lagoa estudada pode ser resultado de vários fatores: a) ausência de outros corpos d'água - em um raio de quatro quilômetros não existem corpos d'água permanentes. Visto que a dispersão e o deslocamento de anfíbios não são grandes (Smith & Green 2005), a ausência de ambientes permanentes em área aberta próximos da lagoa colaboram para a presença dos anuros no ambiente; b) ausência de peixes predadores - o único peixe encontrado na lagoa é o muçum (*Synbranchus marmoratus*) que não apresenta girinos em sua dieta (Silva 1993, Braga et al. 2008). A presença de somente essa espécie de peixe na lagoa pode ser resultado do fato da lagoa secar em determinados anos. O muçum tolera baixos níveis de oxigênio e pode entrar em um processo de semi-estivação, sobrevivendo até três meses enterrados na lama (Bicudo & Johansen 1979). A presença de peixes predadores é relacionada negativamente com a presença de determinadas espécies de anfíbios (Heyer et al. 1975, Hero et al. 2001), e c) formação de diferentes microambientes - apesar de ser uma lagoa do tipo açude, conforme a lâmina d'água reduz ou aumenta, vários pontos nas margens tomam características de brejos, poças semi-permanentes e áreas alagadas. Essa frequente mudança no ambiente disponibiliza inúmeras opções a serem exploradas pelas espécies e quanto maior o número de microambientes de reprodução, maior a riqueza de anuros (Haddad & Prado 2005).

Estudos em áreas de Cerrado são extremamente importantes, visto que este bioma vem sofrendo com altas taxas de perda de biodiversidade pela ocupação humana e expansão da agricultura

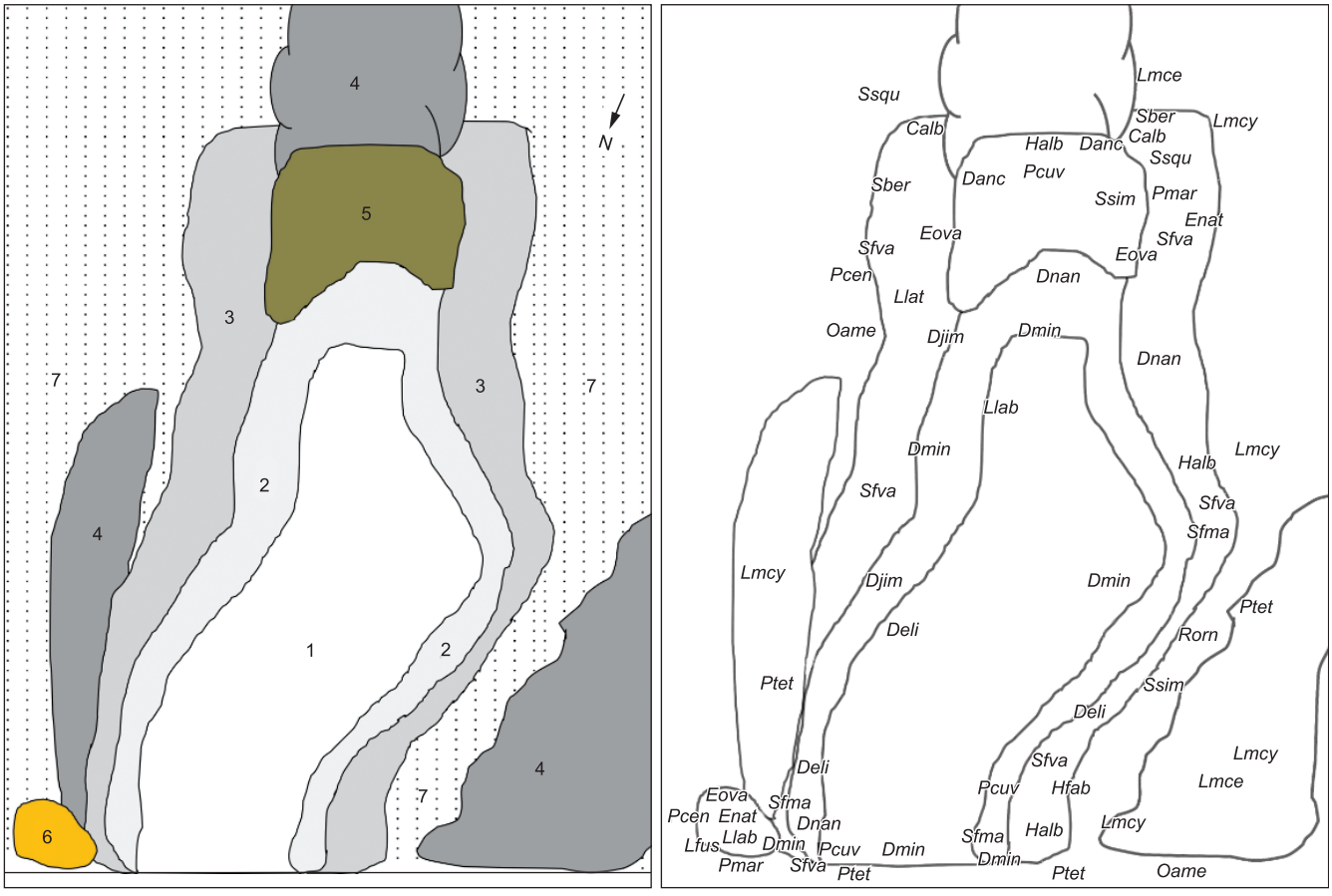


Figura 8. Representação esquemática da área de estudo demostrando os diferentes ambientes utilizados pelos anuros: 1) lâmina d'água; 2) vegetação emergente; 3) vegetação herbácea; 4) vegetação arbórea-arbustiva; 5) taboal; 6) poça temporária; e 7) vegetação herbáceo-arbustiva.

Figure 8. Schematic representation of the study area showing the different environments occupied by anurans: 1) water surface; 2) emergent vegetation; 3) herbaceous vegetation; 4) arboreal-shrubby vegetation; 5) Thyphaceae; 6) temporary pond; and 7) herbaceous-shrubby vegetation.

(Klink & Moreira 2002). O conhecimento sobre comunidades de anfíbios anuros em áreas de Cerrado é escasso (Bastos 2007) e no estado de São Paulo apenas um estudo foi realizado em áreas de cerrado aberto (Brasileiro et al. 2005). A área estudada é considerada prioritária para a conservação do Cerrado paulista (São Paulo 1997), sendo que as áreas de formação aberta são as mais atingidas e estratégias de conservação para esses locais devem ser postas em prática urgentemente (Silva & Bates 2002).

Estudos recentes conduzidos na região do presente estudo revelaram novas ocorrências de espécies de anuros (Rolim et al. 2008, 2010, Almeida et al. 2008, Maffei et al. 2009), o que pode ser reflexo da baixa quantidade de estudos desenvolvidos nessas áreas. Ainda que o estado de São Paulo seja uma das regiões mais estudadas do Brasil no que diz respeito à riqueza de espécies e distribuição dos anfíbios (Araújo et al. 2009a), fica evidente a existência de uma lacuna no que tange ao conhecimento da anurofauna na região centro-oeste do estado. Dessa forma, o presente estudo acrescenta uma contribuição substancial no conhecimento da anurofauna do Cerrado paulista.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Duratex S.A. pelo apoio financeiro e logístico e pelo fornecimento dos dados climáticos, à FUNDIBIO pelas bolsas de estudo e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade pela licença de coleta (IBAMA/ICMBio/SISBIO - 16778-1). Daniel C. Rolim e Maria G. Teixeira pelas críticas na versão preliminar. Maria Estela S. Paschoal pelo auxílio na caracterização vegetal da área de estudo. Roger F. Vicente, Guilherme M. Moya, Cesar A. B. Medolago, Domingos Garrone-Neto, Sílvio C. Almeida, William P. da Costa e Anderson Lucindo colaboraram nos trabalhos de campo.

Referências Bibliográficas

ABRUNHOSA, P.A., WOGEL, H. & POMBAL JUNIOR, J.P. 2006. Anuran temporal occupancy in a temporary pond from the Atlantic Rain Forest, South-Eastern Brazil. Herpetol. J. 16:115-122.

ALMEIDA, S.C., MAFFEI, F., ROLIM, D.C., UBAID, F.K. & JIM, J. 2008. Amphibia, Anura, Hylidae, *Sphaenorhynchus caramaschii*: Distribution extension in state of São Paulo, Brazil. Check List 4(4):439-441.

ARAÚJO, O.G.S., TOLEDO, L.F., GARCIA, P.C.A. & HADDAD C.F.B. 2009a. Lista de Anfíbios do Estado de São Paulo. Biota Neotrop. 9(4): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/pt/abstract?inventory+bn03109042009 (último acesso em 01/05/2010).

ARAUJO, C.O., CONDEZ, T.H. & SAWAYA, R.J. 2009b. Anfíbios Anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. Biota Neotrop. 9(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/pt/abstract?article+bn01109022009 (último acesso em 01/05/2010).

AYRES, M., AYRES JUNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A. 2007. BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá, MCT-CNPq, Belém.

BALDISSERA JUNIOR, F.A., CARAMASCHI, U. & HADDAD, C.F.B. 2004. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). Arq. Mus. Nac. 62(3):255-282.

BASTOS, R.P. 2007. Anfíbios do Cerrado. In Herpetologia no Brasil II (L.B. Nascimento & M.E. Oliveira, orgs.). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, p.87-100.

BERNARDE, P.S. & KOKUBUM, M.N.C. 1999. Anurofauna do Município de Guararapes, Estado de São Paulo, Brasil (Amphibia: Anura). Acta Biol. Leopoldensia. 21(1):89-97.

BICUDO, J.P.W. & JOHANSEN, K. 1979. Respiratory gas exchange in the airbreathing fish, *Synbranchus mamoratus*. Env. Biol. Fish. 4(1):55-64. http://dx.doi.org/10.1007/BF00005928

BRAGA, A.L.C., POMPEU, P.S., CARVALHO, R.F. & FERREIRA, R.F. 2008. Dieta e crescimento de *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1975) (Pisces, Synbranchiformes) durante período de pré-estivação em uma lagoa marginal da bacia do São Francisco, Minas Gerais. Rev. Bras. Zoociênc. 10(2):133-138.

BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. & MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. Biota Neotrop. 5(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005 (último acesso em 01/05/2010).

CARDOSO, A.J., ANDRADE, G.V. & HADDAD, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. Rev. Bras. Biol. 49(1):241-249.

CARPANEZZI, A.A., KINJO, T. & POGGIANI, F. 1975. Estudos Básicos sobre a Ecologia da Floresta Tropical Latifoliada Semidecídua e Formações Anexas na Região de Lençóis Paulista, Estado de São Paulo. Relatório de Pesquisa. ESALQ-USP, Piracicaba.

CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL - CRIA. 2009. Atlas do Programa BIOTA/FAPESP. http://sinbiota.cria.org.br/atlas (último acesso em 11/03/2010).

COLLI, G.R., BASTOS, R.P. & ARAÚJO, A.F.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.223-241.

COLWELL, R.K. 2005. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 7.5.2. http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates (último acesso em 9/10/2009).

CONTE, C.E. & ROSSA-FERES, D.C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente da Floresta de Araucária no sudeste do Paraná. Rev. Bras. Zool. 24(4):1025-1037. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000400020

CRUMP, M.L. & SCOTT JUNIOR, N.J. 1994. Standard techniques for inventory and monitoring: visual encounter surveys. In Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.84-92.

DAJOZ, R. 1972. Ecologia Geral. Vozes, Petrópolis; Universidade de São Paulo, São Paulo.

DUELLMAN, W.E. 1967. Courtship isolating mechanisms in Costa Rica hylids frogs. Herpetologica. 23(3):169-183.

DUELLMAN, W.E. 1999. Distribution patterns of amphibians in South America. In Patterns of Distribution of Amphibians (W.E. Duellman, ed.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London, p. 255-327.

DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C. & SIQUEIRA, M.F. 2004. A vegetação dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo. In Viabilidade de conservação dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo (M.D. Bitencourt & R.R. Mendonça, org.). Annablume, Fapesp, São Paulo, p.29-56.

EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetational of Brazil. Bot. Rev. 38:201-341. http://dx.doi.org/10.1007/BF02859158

ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. Amphibia-Reptilia 21(4):439-461. http://dx.doi.org/10.1163/156853800300059331

FROST, D.R. 2010. Amphibian Species of the World: an Online Reference. American Museum of Natural History, New York. Version 5.4. http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php (último acesso em 01/05/2010).

GIARETTA, A.A. & FACURE, K.G. 2006. Terrestrial and communal nesting in *Eupemphix nattereri*(Anura, Leiuperidae): interactions with predators and pond structure. J. Nat. Hist. 40(44-46):2577-2587. http://dx.doi.org/10.1080/00222930601130685

GIARETTA, A.A., MENIN, M., FACURE, K.G., KOKUBUM, M.N.C. & De OLIVEIRA FILHO, J.C. 2008. Species richness, relative abundance, and habitat of reproduction of terrestrial frogs in the Triangulo Mineiro region, Cerrado biome, southeastern Brazil. Iheringia, Sér. Zool. 98(2):181-188.

GOTTSBERGER, G. & SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. 2006. Life in the cerrado: a South American tropical seasonal vegetation. Reta Verlag, Ulm, v.1 Origin, structure, dynamics and plant use, 277p.

HADDAD, C.F.B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios do Estado de São Paulo. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX (R.M.C. Castro, ed.). FAPESP, São Paulo, v.6, p.17-26.

HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. BioScience. 55(3):207-217. http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2

HERO, J.M., MAGNUSSON, W.E., ROCHA, C.F.D. & CATTERALL, C.P. 2001. Antipredator defenses influence the distribution of amphibian prey species in the central Amazon rainforest. Biotropica. 33(1):131-141.

HEYER, W.R., McDIARMID, R.W. & WEIGMANN, D.L. 1975. Tadpoles, predation and pond habitats in the tropics. Biotropica. 7:100-111. http://dx.doi.org/10.2307/2989753

JIM, J. 1980. Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

JIM, J. 2003. Distribuição altitudinal e estudo de longa duração de anfíbios da região de Botucatu, Estado de São Paulo. Tese de Livre-Docência, Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. Conserv. Biol. 19(3):707-713. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x

KLINK, C.A. & MOREIRA, A.G. 2002. Past and current human occupation and land-use. In The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.69-88.

KRONKA, F.J.N., NALON, M.A., MATSUKUMA, C.K., KANASHIRO, M.M., YWANE, M.S.S., LIMA, L.M.P.R., GUILLAUMON, J.R., BARRADAS, A.M.F., PAVÃO, M., MANETTI, L.A. & BORGO, S.C. 2005. Monitoramento da vegetação natural e do reflorestamento no Estado de São Paulo. In XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Goiânia, p.1569-1576.

KRONKA, F.J.N., NALON, M.A., MATSUKUMA, C.K., PAVÃO, M., GUILLAUMON, J.R., CAVALLI, A.C., GIANNOTTI, E., IWANE, M.S.S., LIMA, L.M.P.R., MONTES, J., DEL CALI, I.H. & HAACK, P.G. 1998. Áreas de domínio de Cerrado no Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, São Paulo, 84p.

MACHADO, R.B., RAMOS NETO, M.B., PEREIRA, P.G.P., CALDAS, E., GONÇALVES, D.A., SANTOS, N.S., TABOR, K. & STEININGER, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico, Conservação Internacional Brasil, Brasília.

MAFFEI, F., UBAID, F.K., ALMEIDA, S.C., ROLIM, D.C., SCARPELLINI-JUNIOR., D. G., MOYA, G.M., SPIRANDELLI-CRUZ, E.F. & JIM, J. 2009. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus microps* (Peters, 1872): Distribution extension in state of São Paulo, Brazil and first record in Cerrado domain. Check List 5(4):776-779.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179p.

MELO, G.V., ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 2007. Variação temporal no sítio de vocalização em uma comunidade de anuros de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 7(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn01707022007 (último acesso em 01/05/2010).

MORAES, R.A., SAWAYA, R.J. & BARRELA, W. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 7(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+BN00307022007 (último acesso em 29/08/2009).

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature. 403:853-858. PMid:10706275. http://dx.doi.org/10.1038/35002501

NAPOLI, M.F. & CARAMASCHI, U. 1999. Variation and description of two new Brazilian *Hyla* of the *H. tritaeniata* complex (Amphibia, Anura, Hylidae). Bol. Mus. Nac. Zoologia 407:1-11.

POMBAL JUNIOR, J.P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. Rev. Bras. Biol. 57(2):583-594.

POMBAL JUNIOR, J.P. & HADDAD, C.F.B. 2007. Estratégias e modos reprodutivos em anuros. In Herpetologia no Brasil II (L.B. Nascimento & P.M.E. Oliveira, eds.). Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, p.101-116.

PRADO, G.M. & POMBAL JUNIOR, J.P. 2005. Distribuição espacial e temporal dos anuros em um brejo da Reserva Biológica de Duas Bocas, Sudeste do Brasil. Arq. Mus. Nac. 63(4):685-705.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Ann. Bot. 80(3):223-230. http://dx.doi.org/10.1006/anbo.1997.0469

RIBEIRO JUNIOR, J.W. & BERTOLUCI, J. 2009. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 9(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?inventory+bn02709012009 (último acesso em 31/08/2009).

RODRIGUES, D.J., UETANABARO, M. & LOPES, F.S. 2005. Reproductive patterns of *Trachycephalus venulosus* (Laurenti, 1768) and *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) from the Cerrado, Central Brazil. J. Nat. Hist. 39(35):3217-3226. http://dx.doi.org/10.1080/00222930500312244

ROLIM, D.C., MAFFEI, F., SENE, R.K., MEDOLAGO, C.A.B., VERNINI, T.H., UBAID, F.K. & JIM, J. 2008. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus anceps*: Distribution extension in state of São Paulo, Brazil. Check List. 4(3):358-361.

ROLIM, D.C., MARTINEZ, R.A.M., ALMEIDA, S.C., UBAID, F.K., MAFFEI, F. & JIM, J. 2010. Amphibia, Anura, Cycloramphidae, *Proceratophrys moratoi* (Jim and Caramaschi, 1980): Distribution extension and new altitudinal record in state of São Paulo, Brazil. Check List. 6(4):576-578.

ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. Rev. Bras. Biol. 54(2):323-334.

ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Zool. 18(2):439-454. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752001000200015

SANTOS, A.J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre (L. Cullen Junior, R. Rudran & C.Valladares-Pádua, eds.). Editora da UFPR, Curitiba, p.19-41.

SANTOS, T.G., ROSSA-FERES, D.C. & CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. Iheringia, Sér. Zool. 97(1):37-49.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SMA. 1997. Bases para Conservação e Uso Sustentável do Cerrado Paulista. Programa Estadual para a Conservação da Biodiversidade-Probio. http://eco.ib.usp.br/lepac/biota-cerrado/cartaz.pdf (último acesso em 01/05/2010).

SILVA, C.P.D. 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. Acta Amazonica. 23:271-285.

SILVA, J.M.C. & BATES, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American cerrado: a tropical savanna hotspot. BioScience. 52:225-233. http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2

SMITH, M.A. & GREEN, D.M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? Ecography 28:110-128. http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x

SMITH, E.P. & van BELLE, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. Biometrics 40:119-129. http://dx.doi.org/10.2307/2530750

VASCONCELOS, T.S. & ROSA-FERES, D.C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo. Biota Neotrop. 5(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN01705022005 (último acesso em 15/07/2009).

VASCONCELOS, T.S., SANTOS, T.G., HADDAD, C.F.B. & ROSSA-FERES, D.C. 2010. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. J. Trop. Ecol. 26:423-432. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467410000167

VITT, L.J., CALDWELL, J.P., COLLI, G.R., GARDA, A.A., MESQUITA, D.O., FRANÇA, F.G.R., SHEPARD, D.B., COSTA, G.C., VASCONCELLOS, M.M. & SILVA, V.N. 2005. Uma Atualização do Guia Fotográfico dos Répteis e Anfíbios da Região do Jalapão no Cerrado Brasileiro. Spec. Publ. Herpetol., Sam Noble Okla. Mus. Nat. Hist. 2:1-24.

WOODWARD, B.D. 1983. Predator-prey interactions and breeding pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. Ecology 64(6):1549-1555. http://dx.doi.org/10.2307/1937509

ZIMMERMAN, B.L. 1994. Audio Strip Transects. In Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p. 92-97.

Recebido em 18/09/2010
Versão reformulada recebida em 13/04/2011
Publicado em 27/06/2011

Apêndice

Apêndice 1. Espécies de anfíbios coletadas no município de Borebi, SP. O número associado a cada espécime corresponde ao número de tombo na Coleção Científica Jorge Jim.

Appendix 1. Species of amphibians collected at municipality of Borebi, SP. The number associated with each specimen corresponds to number in Jorge Jim Scientific Collection.

Chiasmocleis albopunctata (7877), *Dendropsophus anceps* (7899), *Dendropsophus elianeae* (7902), *Dendropsophus jimi* (7893), *Dendropsophus minutus* (7874), *Dendropsophus nanus* (7879), *Elachistocleis ovalis* (7864), *Eupemphix nattereri* (7895), *Hypsiboas albopunctatus* (7869), *Hypsiboas faber* (7858), *Leptodactylus fuscus* (7859), *Leptodactylus labyrinthicus* (7904), *Leptodactylus mystaceus* (7860), *Leptodactylus mystacinus* (7901), *Odontophrynus americanus* (7863), *Phyllomedusa tetraploidea* (7891), *Physalaemus centralis* (7876), *Physalaemus cuvieri* (7886), *Physalaemus marmoratus* (7867), *Rhinella ornata* (7861), *Scinax berthae* (7911), *Scinax fuscomarginatus* (7910), *Scinax fuscovarius* (7915), *Scinax similis* (7883), *Scinax squalirostris* (7909).

Relative size of gills of *Cloeodes jaragua* Salles & Lugo-Ortiz, 2003 (Ephemeroptera, Baetidae) on pool and riffle areas of streams at the Atlantic Rainforest

Inês Corrêa Gonçalves[1,5], Bruno Cid[2], Amanda Frederico Mortati[3],

Letícia Barbosa Quesado[4] & Jorge Luiz Nessimian[1]

[1]Laboratório de Entomologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Bloco A, sala 107, Ilha do Fundão, CP 68044, CEP 21941-971, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[2]Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Bloco A, sala A027, Ilha do Fundão, CP 68020, CEP 21941-971, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[3]Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Campus de Alta Floresta, Rod. MT 208, Km 147, s/n, Bairro Jardim Tropical, CEP 78580-000, Alta Floresta, MT, Brazil
[4]Laboratório de Limnologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Av. Brigadeiro Trompowski, s/n, Prédio CCS, Bloco A, sub-solo, sala A0-008, Ilha do Fundão, CP 68020, CEP 21941-971, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[5]Corresponding author: Inês Corrêa Gonçalves, e-mail: inescg.bio@gmail.com

GONÇALVES, I.C., CID, B., MORTATI, A.F., QUESADO, L.B. & NESSIMIAN, J.L. **Relative size of gills of *Cloeodes jaragua* Salles & Lugo-Ortiz, 2003 (Ephemeroptera, Baetidae) on pool and riffle areas of streams at the Atlantic Rainforest**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03911022011.

Abstract: Physical environment of streams present many challenging factors to the organisms living under its influence. Water speed, one of the most important factors affecting such environments, has local influence on substrata, temperature, and oxygen levels. It acts determining species distributions and morphological and behavioral adaptations of organisms. The aim of this study was to assess the relative size of gills of *Cloeodes jaragua* on two mesohabitats: lentic environment (river dam) and lotic environment (fast flowing area of a stream) in Parque Nacional da Serra dos Órgãos (RJ, Brazil). Twenty individuals were collected on each environment and width of the head and gills were taken. Lentic environment showed nymphs with broader and more constant measurements than the lotic environment. The former, despite being composed of nymphs on different stages of development, presented individuals with narrower gills. Both, head width and environment type explained gills size, showing that streams habitat conditions are important in shaping the morphology of these animals.
Keywords: *Ephemeroptera, aquatic insects, dam, stream, gills relative size, water speed.*

GONÇALVES, I.C., CID, B., MORTATI, A.F., QUESADO, L.B. & NESSIMIAN, J.L. **Tamanho relativo das brânquias de *Cloeodes jaragua* Salles & Lugo-Ortiz, 2003 (Ephemeroptera, Baetidae) em áreas de corredeiras e remansos em córregos na Mata Atlântica**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03911022011.

Resumo: O ambiente físico dos rios apresenta diversos desafios para os organismos que vivem sob sua influência. A velocidade da água, um dos fatores mais importantes a atuar nesses ambientes, tem influência local no substrato, temperatura e oxigenação da água. A força da correnteza age determinando a distribuição das espécies e as adaptações morfológicas e comportamentais dos organismos. O objetivo desse estudo foi abordar o tamanho relativo das brânquias de *Cloeodes jaragua* em dois meso-habitats: um ambiente lêntico (represa) e um ambiente lótico (áreas de correnteza) no Parque Nacional da Serra dos Órgãos - RJ. Um total de 20 indivíduos foi coletado em cada tipo de ambiente e as larguras da cabeça e brânquias foram medidas. O ambiente lêntico apresentou ninfas com medidas mais largas e mais constantes que o ambiente lótico. Este último, apesar de ser composto por ninfas em diferentes estágios de desenvolvimento, apresentou indivíduos com menores larguras de brânquias. Ambos, largura da cabeça e tipo de ambiente, explicaram o tamanho das brânquias, mostrando as condições dos habitats dos rios como importantes modeladores da morfologia desses animais.
Palavras-chave: *Ephemeroptera, insetos aquáticos, represa, rio, tamanho relativo das brânquias, velocidade da água.*

Introduction

Baetid nymphs inhabit a variety of lotic and lentic habitats, occupying sandy and rocky substrates as well as aquatic plants. They are found in the full range of lotic habitats and while some nymphs are not tolerant to poorly oxygenated water, others are able to live where oxygen levels are quite low (Domínguez et al. 2006). For instance, nymphs of *Americabaetis alphus* Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996, *A. longetron* Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996, *Cloeodes irvingi* Waltz & McCafferty, 1987, *Paracloeodes eurybranchus* Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996, and *Zelusia principalis* Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998 have been found on both, pool and riffle areas of streams (Salles et al. 2003). Another baetid genus, *Callibaetis*, typically inhabits lentic habitats although can also be found on pool areas of lotic systems (Salles et al. 2003).

The genus *Cloeodes* is a widespread Neotropical group whose nymphs have been collected in a wide diversity of habitats (Waltz & McCafferty 1987, Domínguez et al. 2006). Nymphs can be found in well-oxygenated rivers as well as in those that are poorly-oxygenated (Domínguez et al. 2006), occupying either riffle or pool areas of streams, backwaters or temporary pools (e.g. Nolte et al. 1996, Salles & Lugo-Ortiz 2003, Salles et al. 2003, 2004).

Water speed, the major factor that differs lotic and lentic environments, is considered one of the main factors affecting composition and abundance of streams' communities (Allan 2001). Water current has direct influence on temperature, oxygen levels, and local substrata types. It exerts friction upon individuals and increases habitat heterogeneity thus influencing morphological adaptations of species (Cummins & Lauf 1969, Allan 2001).

When there is spatial heterogeneity within the range of a population, it is unlikely that a single phenotype will confer high fitness in all situations (Via et al. 1995). Considering the strong influence of the water speed in several features of the stream environment (Allan 2001, Gordon & McMahon 2004), particularly on oxygen levels, it is likely that the pressure upon some morphological traits will be distinct in places where water speed is different. Aquatic insects have shown phenotypic plasticity through changes in morphological development in response to different water flow regimes (Lancaster & Belyea 1997, Zhang & Malmqvist 1997, Franken et al. 2008) and oxygen levels (e.g. Loudon 1989, Harrison & Lighton 1998), such plasticity can help them decrease or even cancel oxygen restriction (Okajima 2008). Current speed affects directly water oxygen levels and concentration of dissolved oxygen on rapid flowing water is usually near to air saturation (Baümer et al. 2000, Allan 2001). For this reason, individuals living on poorly oxygenated conditions such as those of lentic habitat would need gill lamellae to have a larger area in order to attain enough oxygen to its metabolic demand than it would be necessary for those individuals living on highly oxygenated water. It is expected that broader gills provide a greater respiratory absorption area and thus aid specimens to acquire its necessary levels of oxygen.

According to the foregoing, in this study we analyze whether differences on gill width take place on nymphs of *Cloeodes jaragua* Salles & Lugo-Ortiz, 2003 when inhabiting two different environments with distinct water flow regimens: running water environment represented by a riffle area of a stream bed and still water environment represented by a pool area of a stream dam. Therefore, we hypothesize that habitat can influence gill width of the small minnow mayfly *Cloeodes jaragua* becoming narrower at the stream bed than at the stream dam.

Material and Methods

The study was carried out in Parque Nacional da Serra dos Órgãos, at the municipality of Teresópolis, Rio de Janeiro, Brazil. It occupies over 10,000 ha (22° 24'-22° 32' S and 42° 69'-43° 06' W) and includes the higher parts of Serra dos Órgãos, with altitudes ranging from 300 to 2,263 m (RadamBrasil 1983). Sampling sites altitude were about 1,000 m.

Two third order tributaries, about 200 m distant from each other, were studied: the Beija-Flor river dam (lentic environment) and the fast flowing waters of the Paquequer River (lotic environment). The dam is an artificial dike of rocky walls with sandy bottom and wide litter pools on standing water. The fast flowing water system has a course composed by boulders, pebbles, rocks, and sand with a fast water current produced by its marked slope.

A surber collector (0,2 mm mesh) was used to gather 20 individuals of *C. jaragua* in each sampling site. Specimens were preserved in 80% ethanol and measured on laboratory. Four body measures were taken: body and third gill lengths, and head and third gill maximum widths. Body measurements were made directly in stereomicroscope and gills were removed, photographed, and measured in Photoshop® CS3 software.

Current speed was estimated by the head rod method (Waterwatch Australia Steering Committee 2002): depth was accessed three times in each sampling point using both, thin and flat, sides of the ruler facing the flow. The average difference between these two measurements (h) was used to determinate current speed by the formula: $V\ (m/s) = \sqrt{2}\,(2 \times 9.81 \times h)$, where 9.81 is the gravitational constant. Oxygen was not measured, but its variation was assumed for the current speed variation, since they are closely related and co-vary in this systems.

In order to remove head width effect on gill width, a rate between gill and head widths was made. In order to investigate relations between gill size and sampling site (therefore, its relation with water speed) a *t*-test using the rate values between sites was performed. Self-correlated variables based on Pearson's correlation tests were not used. Statistical analysis were performed using SYSTAT® 11 software (SYSTAT 2004).

Results

Average water speed was higher at the lotic environment (~ 4 m/s) than at the lentic (~ 0 m/s). Body and head measurements were less variable and had higher values in the lentic habitat than in the lotic habitat (Figure 1). A positive correlation was found between body length and head width ($r = 0.86$), and between gill length and width ($r = 0.93$). Therefore, only gill and head widths were used in the subsequent analysis. These two measurements seem to be more relevant once head width is a stable measurement in insects, while body length varies according to specimens' preservation process, once the animal can control body contractions. As a result, head width is a more accurate reflex of the animal stage of development, thus more reliable. Moreover, gill width demonstrated to be more appropriated than gill length because it can be affected by the current strength and oxygen levels.

Gill/head widths ratio was higher at the lentic environment (0.3 ± 0.05; $n = 20$) rather than at the lotic environment (0.2 ± 0.04) (Figure 2) ($t = 4.63$; $D.F = 38$; $p < 0.001$) showing that gills at the lentic habitat are broader than at the lotic habitat in relation to size of the heads (Figure 3).

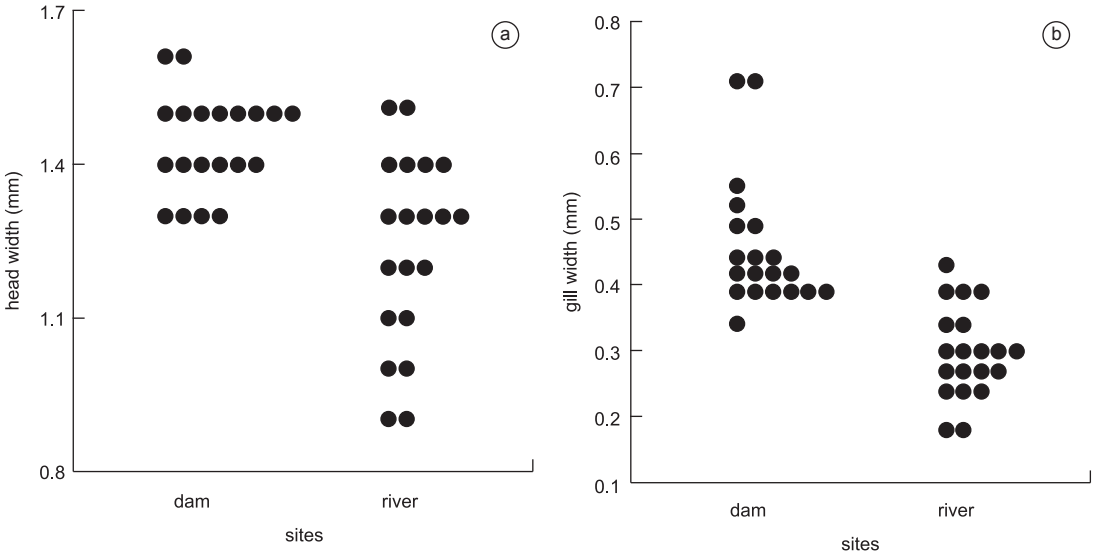


Figure 1. Body measurements of *Cloeodes jaragua* (n = 40) in the dam and fast flowing water in the Parque Nacional da Serra dos Orgãos. a) Head widths (n = 20); and b) Gill widths (n = 20). Each dot is an individual of *C. jaragua.*

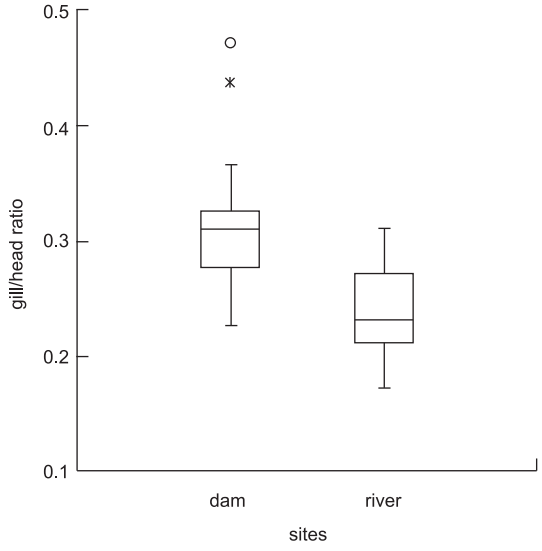


Figure 2. Gill/head widths ratio of *Cloeodes jaragua* (n = 40) in the dam (n = 20) and fast flowing water (n = 20) in Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

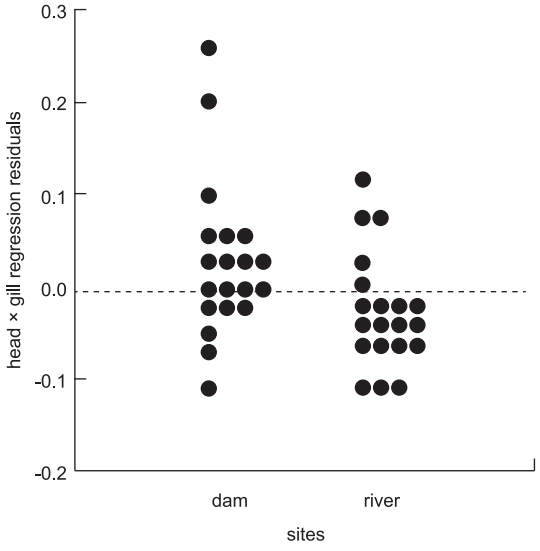


Figure 3. Head × gills regression residuals of *Cloeodes jaragua* in the dam (n = 20) and fast flowing water (n = 20) in Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Each dot is an individual *C. jaragua.* The dashed line indicates the point where gills width had the expected value in relation to head width (the dots above the dashed line belong to individuals with larger gills than the expected for head width).

Discussion

Mayflies have shown the ability to alter their development in response to other variable environmental pressures (Dahl & Peckarsky 2003). These variations are possible in a population that shows phenotypic plasticity, in which individuals are able to explore a wider range of resources. This can benefit the population as a whole by exploring a wider range of food items more effectively (Pianka 2000).

Differences between the two sites may be related to the physical characteristics of both environments. The lower number of broader heads (and consequently of larger nymphs) observed on the lotic environment may be allied to the fact that such nymphs are probably occupying areas with slower current. Nymphs of *Cloeodes* lack morphological characteristics to resist fast water flows such as the strong legs in *Camelobaetidius* or the denticles of the tarsal claws found in *Baetodes* (Buss & Salles 2007), thus being unable to remain under fast water flow conditions.

According to gill/head ratio, gills were relatively larger at the lentic than at the lotic environment. That means that specimens of *Cloeodes jaragua* of similar sizes tended to have broader gills at the dam whereas gills tended to be narrower in individuals found at the fast flowing water area. There are two possible factors affecting this result: oxygen levels and water physical abrasion. In the latter, stream current would be an intermediate disturbance (Connell 1978)

contributing to the relaxation of intraspecific competition. Specimens with broader gills can be affected by friction in faster water flows, becoming more susceptible to drift and, as discussed previously, *Cloeodes* species do not possess morphological adaptations to resist fast current flows. This can also be noticed by the reduced number of larger heads in fast flowing water. Smaller individuals are less susceptible to drift and bigger nymphs can compensate their sizes with narrower gills, once oxygen levels are not a limitation.

Our results point to an ability of nymphs of *Cloeodes jaragua* to respond to different environment characteristics (lentic and lotic), thus being able to support a considerable range of water speeds. The rapid flow, besides increasing the environmental heterogeneity and be a relevant abrasive strength, provides the continuous renewal of water in contact with the respiratory structures in lotic environments. Species that occur in these environments are highly dependent on this ready availability of oxygen (Hynes 1970). Nevertheless, insects that occupy lentic sites can compensate for lack of oxygen renewal by making use of variations in morphology. Here, *C. jaragua* showed gills with greater surface area for gas exchange in environments with lower water flow. Since studies on this issue are rare on aquatic insects, it is possible that this kind of answer is not restricted to *C. jaragua* and may be presented by other groups.

Acknowledgements

We are thankful to ICMBIO and Parque Nacional da Serra dos Órgãos for collecting permits and facilities. To CNPq, Programa de Pós-graduação em Zoologia – UFRJ and Programa de Pós-graduação em Ecologia – UFRJ for supporting this research. We are also thankful to members of Laboratório de Entomologia, - UFRJ for help on field trip and to the anonymous reviewers and editor Dr. Fábio de Oliveira Roque for important suggestions and corrections on the manuscript.

References

ALLAN, JD. 2001. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman & Hall.

BAÜMER, C., PIROW, R. & PAUL, R.J. 2000. Respiratory Adaptations to Running-Water Microhabitats in Mayfly Larvae Epeorus sylvicola and Ecdyonurus torrentis, Ephemeroptera. Physiol. Biochem. Zool. 73(1):77-85. PMid:10685909. http://dx.doi.org/10.1086/316720

BUSS, D. & SALLES, F.F. 2007. Using Baetid Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. Environ. Monit. Assess. 130:365-372. PMid:17106778. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9403-6

CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. Science. 199:1302-10. PMid:17840770. http://dx.doi.org/10.1126/science.199.4335.1302

CUMMINS, K.W. & LAUFF, G.H. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. Hydrobiologia. 34:145-81. http://dx.doi.org/10.1007/BF00141925

DAHL, J. & PECKARSKY, B.L. 2003. Developmental responses to predation risk in morphologically defended mayflies. Oecologia. 137:188-194. PMid:12851808. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1326-0

DOMÍNGUEZ, E., MOLINERI, C., PESCADOR, M.L., HUBBARD, M.D. & NIETO, C. 2006. Ephemeroptera of South America. In Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA) (J. Addis, J.R. Arias, G. Rueda-Delgado & K.M. Wantseb, edis.). Pensoft.

FRANKEN, R.J.M., GARDENIERS, J.J.P., BEIJER, J.A.J. & PEETERS, E.T.H.M. 2008. Variation in stonefly (*Nemoura cinerea* Retzius) growth and development in reponse to hydraulic and substrate conditions. J. N. Am. Benthol. Soc. 27:176-185. http://dx.doi.org/10.1899/07-066.1

GORDON, N.D., McMAHON, T.A., FINLAYSON, B.L., GIPPEL, C.J. & NATHAN, R.J. 2004. Stream hydrology: an introduction for ecologists. Wiley, West Sussex.

HARRISON, J.F. & LIGHTON, J.R. 1998. Oxygen-sensitive flight metabolism in the dragonfly Erythemis simplicicollis. J. Exp. Biol. 201:1739-1744.

HYNES, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press, Toronto.

LANCASTER, J. & BELYEA, L.R. 1997. Nested hierarchies and scale-dependence of mechanisms of flow refugium use. J. N. Am. Benthol. Soc. 16:221-238. http://dx.doi.org/10.2307/1468253

LOUDON, C. 1989. Tracheal hypertrophy in mealworms: design and plasticity in oxygen supply systems. J. Exp. Biol. 147:217-235.

NOLTE, U., TIETBÖHL, R.S. & McCAFFERTY, W.P. 1996. A mayfly from tropical Brazil capable of tolerating short-term dehydration. J. N. Am. Benthol. Soc. 15(1):87-94. http://dx.doi.org/10.2307/1467434

OKAJIMA, R. 2008. The controlling factors limiting maximum body size of insects. Lethaia, 41(4):423-430. http://dx.doi.org/10.1111/j.1502-3931.2008.00094.x

PIANKA, E.R. 2000. Evolutionary Ecology. 6nd ed. Benjamin-Cummings, San Francisco.

RADAMBRASIL. 1983. Levantamento dos Recursos Naturais. Ministério das Minas e Energia, 32p.

SALLES, F.F., BATISTA, J.D. & CABETTE, H.R.S. 2004. Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil: Novos registros e descrição de uma nova espécie de Cloeodes Traver. Biota Neotrop. 4(2):1-8.

SALLES, F.F., FRANCISCHETTI, C.N., ROQUE, F.O., PEPINELLI, M. & STRIXINO, S.T. 2003. Levantamento preliminar dos gêneros e espécies de Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) do Estado de São Paulo, com ênfase em coletas realizadas em córregos florestados de baixa ordem. Biota Neotrop. 3:1-7.

SALLES, F.F. & LUGO-ORTIZ, C.R. 2003. Nova espécie de Cloeodes Traver (Ephemeroptera: Baetidae) do Estado do Rio de Janeiro. Neotrop. Entomol. 32(3):449-452. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2003000300011

SYSTAT. 2004. Systat Software, Version 11. Systat Software, Inc.

VIA, S., GOMULKIEWICZ, R., DE JONG, G., SCHEINER, S.M., SCHLICHTING, C.D. & VAN TIENDEREN, P.H. 1995. Adaptive phenotypic plasticity: consensus and controversy. Trends Ecol. Evol. 10:212-217. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(00)89061-8

WALTZ, R.D. & MCCAFFERTY, W.P. 1987. Revision of the genus Cloeodes Traver (Ephemeroptera: Baetidae) in Africa. Ann. Entomol. Soc. Am. 80(2):191-207.

WATERWATCH AUSTRALIA STEERING COMMITTEE. 2002. Module 4-Physical and Chemical parameters. In: Waterwatch Australia National Technical Manual. Environmental Australia, Canberra. waterwatch.org.au/libray/ (ultimo acesso em 23/10/2009).

ZHANG, Y. & MALMQVIST, B. 1997. Phenotipic plasticity in a suspension-feeding insect, *Simulium lundstromi* (Diptera: Simuliidade) in response to currenty velocity. Oikos. 78:503-510. http://dx.doi.org/10.2307/3545611

Received 02/09/2010
Revised 19/04/2011
Accepted 24/06/2011

Florística e estrutura de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica Submontana no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba/SP, Brasil

André Luis Casarin Rochelle[1,4], Roque Cielo-Filho[2] & Fernando Roberto Martins[3]

[1]Laboratório de Ecologia Vegetal, Instituto de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil
[2]Instituto Florestal, Herbário Dom Bento Pickel (SPSF), Seção de Madeira e Produtos Florestais, CP 1322, CEP 02377-000, São Paulo, SP, Brasil
[3]Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil
[4]Autor para correspondência: André Luis Casarin Rochelle, e-mail: rochelle@unicamp.br

ROCHELLE, A.L.C., CIELO-FILHO, R. & MARTINS, F.R. **Tree community structure in an Atlantic forest fragment at Serra do Mar State Park, southeastern Brazil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn02711022011.

Abstract: This work describes the tree community structure and composition in a 1 ha plot of undisturbed Atlantic Forest located at the north coast (S 23° 21' 59.8" – W 45° 05' 02.8") of São Paulo state and relates its floristic composition in a regional context. We sampled all stems with diameter at breast height (dbh) ≥ 4.8 cm in 100 contiguous 10 × 10 m plots. We found 1881 individuals distributed in 206 species, 102 genera and 48 families. 1578 stems were trees (83.9%), 237 palms (12.6%), eight ferns (0.42%) and 58 standing dead trees (3.08%). Myrtaceae (43), Rubiaceae (18), Lauraceae (16), and Fabaceae (13) were the families with the greatest number of species, respectively. Rubiaceae, Myrtaceae, Arecaceae, and Sapotaceae had the greatest number of individuals, respectively, summing 946 stems (50.29%). *Euterpe edulis* Mart. had the highest importance value (iv) and stem density (9.5%). We found two new species and two other species had their first record in São Paulo state. The species richness (206) and diversity (H' = 4.48 nats.indivíduo^{-1}) are among the highest ever recorded in Brazilian forests.
Keywords: *Brazilian forests, floristic composition, Atlantic Rainforest, Serra do Mar State Park.*

ROCHELLE, A.L.C., CIELO-FILHO, R. & MARTINS, F.R. **Florística e Estrutura de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica Submontana no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba/SP, Brasil.** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02711022011.

Resumo: Este trabalho descreve a composição e a estrutura da comunidade arbórea de 1 ha de Floresta Ombrófila Densa Atlântica Submontana primária localizado no litoral norte do estado de São Paulo (S 23° 21'59.8" – O 45° 05'02.8") e relaciona sua flora em um contexto regional. Todos os indivíduos arbóreos com perímetro a altura do peito (pap) ≥ 15 cm foram amostrados em 100 parcelas (10 × 10 m) contíguas. Foram encontrados 1881 indivíduos de 206 espécies, 102 gêneros e 48 famílias, sendo 1578 árvores (83,9%), 237 palmeiras (12,6%), 8 samambaias arborescentes (0,42%) e 58 mortos (3,08%). Myrtaceae (43), Rubiaceae (18), Lauraceae (16) e Fabaceae (13) foram as famílias de maior riqueza e Rubiaceae, Myrtaceae, Arecaceae e Sapotaceae foram as famílias de maior densidade, somando 946 indivíduos (50,29%). *Euterpe edulis* Mart. obteve o maior índice de valor de importância (ivi) e a maior densidade (9,5%). Foram registradas duas espécies novas e duas espécies tiveram seu primeiro registro para o estado de São Paulo. A diversidade (H' = 4,48 nats.indivíduo^{-1}) e a riqueza da área (206 espécies) estão entre as maiores registradas em levantamentos de florestas brasileiras.
Palavras-chave: *florestas brasileiras, composição florística, Floresta Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar.*

Introdução

O bioma Floresta Atlântica é uma das ecorregiões mais ricas e ameaçadas (Myers et al. 2000), representando aproximadamente 1 a 8% do total de espécies do planeta (Silva & Casteleti 2003). O bioma é constituído por várias Regiões Fito-Ecológicas, nas quais ocorrem várias formações florestais (IBGE, 1992) e ecossistemas associados (Scarano 2002).

Apesar da grande fragmentação (Tabanez & Viana 2000), ainda possui trechos bem preservados que abrigam grande diversidade florística, principalmente no componente arbóreo. Os estudos quantitativos desses remanescentes possuem grande importância ambiental porque permitem conhecer a composição florística e a estrutura comunitária dos remanescentes e inferir sobre aspectos ecológicos e de conservação das populações de espécies de plantas diante de variáveis ambientais naturais ou atividades antrópicas. Estes estudos são essenciais para subsidiar projetos de conservação e recuperação em qualquer ambiente florestal e fornecem informações importantes para seu manejo. Além disso, a publicação de listas florísticas permite a compilação de um grande conjunto de metadados (Scudeller & Martins 2003), que abrange áreas geográficas maiores e possibilita a análise de padrões de riqueza e distribuição de espécies em escalas maiores, regionais e até continentais. Caiafa & Martins (2007) apontam a importância da publicação de estudos fitossociológicos para qualificar e quantificar adequadamente a megabiodiversidade apresentada pelas florestas brasileiras.

O objetivo deste trabalho foi descrever a composição e a estrutura da comunidade arbórea de um hectare de Floresta Ombrófila Densa Submontana no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba, São Paulo e relacionar sua flora com os dados obtidos em outros levantamentos de florestas ombrófilas no sul e sudeste do Brasil.

Material e Métodos

O estudo foi conduzido entre julho/2006 e novembro/2007 na Fazenda Capricórnio, Núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), localizado no município de Ubatuba, litoral norte do estado de São Paulo (vide figura em Joly et al. 2011). O PESM foi criado em 1977 e representa a maior porção contínua preservada de Floresta Atlântica do Brasil, com uma área total de aproximadamente 315.390 ha (Instituto Florestal 2006).

As altitudes no Núcleo Picinguaba variam do nível do mar a 1.340 m. O mosaico vegetacional que recobre a área inclui Formações Pioneiras com Influência Marinha (Dunas), Fluvial (Caxetal) e Flúvio-Marinha (Mangue) e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Mata de Restinga), Submontana e Montana (Assis 1999). O clima regional é tropical úmido, sem estação seca (Setzer 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.200 mm. Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 80 mm. O relevo regional é representado pela Província Costeira, que se limita a leste com o Oceano Atlântico e a oeste com o Planalto Cristalino Atlântico, representado nesse limite pelas escarpas festonadas e espigões digitados da Serrania Costeira (Ponçano et al. 1981).

A área amostral (S 23° 21' 59.8" – O 45° 05' 02.8") encontra-se localizada numa das escarpas da Serrania Costeira, num trecho de floresta primária entre 348 e 395 m de altitude e constitui uma das áreas (denominada parcela J) do projeto temático Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, realizado no âmbito do Programa Biota-Fapesp.

O método de amostragem e o protocolo utilizado para a seleção da área e demarcação da parcela estão descritos detalhadamente em Joly et al. (2011). Os descritores fitossociológicos foram calculados no software Fitopac 1.6. (Shepherd 1996). Foi realizado um levantamento bibliográfico de listagens de espécies e tabelas fitossociológicas em áreas de Floresta Ombrófila para a comparação com os dados obtidos na nossa área de estudo.

Resultados

Foram amostrados 1881 indivíduos arbóreos com PAP ≥ 15 cm, sendo 1578 árvores (83,9%), 237 palmeiras (12,6%), oito samambaias arborescentes (0,42%) e 58 indivíduos mortos (3,08%), pertencentes a 206 espécies, 98 gêneros e 48 famílias (Tabela 1). A diversidade estimada da comunidade através do índice de diversidade de Shannon (H' = 4,48 nats.indivíduo^{-1}) foi alta comparativamente a outros levantamentos realizados em florestas atlânticas.

Considerando a redução abrupta de valores estimados de IVI a partir da segunda posição do rol de abundância, duas espécies podem ser consideradas como as mais abundantes na comunidade: *Euterpe edulis* Mart., que foi a espécie com as maiores estimativas de abundância, com 179 indivíduos (De.R.=9,54%) em 78 parcelas, seguida por *Bathysa mendoncaei* K. Schum., com 147 indivíduos (De.R.=7,84%) em 65 parcelas.

Apesar do grande número de indivíduos e espécies, mais da metade (50,13%) dos indivíduos da amostra pertencem apenas as 19 espécies de maior densidade estimada e 44 espécies (21,36% do total) foram amostradas com apenas um indivíduo. *Eugenia* foi o gênero mais rico, com 19 espécies (9,22% do total), seguido por *Calyptranthes*, *Marlierea*, *Mollinedia*, *Miconia* e *Ocotea*, todos com seis espécies.

As famílias de maior abundância estimada na comunidade foram Rubiaceae (346), Myrtaceae (256), Arecaceae (237) e Sapotaceae (107) que juntas somaram 946 indivíduos (50,29%). As famílias de maior riqueza estimada na comunidade foram Myrtaceae (43), Rubiaceae (18), Lauraceae (16), Fabaceae (13), Sapotaceae (oito) e Melastomataceae (oito) que juntas somaram 106 espécies (51,45%).

Myrtaceae foi a família com o maior numero de espécies (43 espécies = 20,87% do total), além de ser a segunda família mais abundante (256 indivíduos = 13,61% do total). Rubiaceae foi a família mais abundante (327 indivíduos = 17,38% do total) e deteve o segundo maior numero de espécies (19 espécies = 9,22% do total). Fabaceae foi a terceira família mais rica (15 espécies = 7,28% do total), mas foi muito pouco abundante, com apenas 40 indivíduos (2,12% do total). Apesar do pequeno número de indivíduos, Fabaceae apresentou grande dominância, pois a maioria dos seus indivíduos eram árvores de grande porte.

Calyptranthes ubatubana Sobral & Rochelle, uma nova espécie de Myrtaceae, foi coletada e descrita durante a execução deste trabalho (M. Sobral et al., em preparação). *Quiina* aff. *magalanogomesii*, uma nova espécie de Quiinaceae, também foi coletada e aguarda a coleta de material fértil para ser descrita (R.S. Bianchini, dados não publicados). *Trigynaea oblongifolia* Schltdl. (Annonaceae) teve seu primeiro registro para o estado de São Paulo (R. Mello-Silva, dados não publicados). *Mollinedia lamprophylla* Perkins (Monimiaceae), de ocorrência restrita ao estado do Rio de Janeiro, havia sido coletada pela ultima vez em 1924 e também teve seu primeiro registro para o estado de São Paulo. *Urbanodendron bahiensis* (Meisn.) Rohwer (Lauraceae) possuía apenas uma coleta para o estado de São Paulo, datada de 1966. Coletamos *Erythroxylum speciosum* O.E. Schulz (Erythroxylaceae) pela primeira vez com flores e frutos (A.L. Peixoto, dados não publicados).Os resultados obtidos no nosso levantamento foram comparados com dados obtidos em 27 trabalhos realizados em florestas atlânticas ombrófilas nas regiões sul e sudeste do Brasil, utilizando diferentes métodos (parcelas ou quadrantes),

Tabela 1. Levantamento fitossociológico de 1 ha de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no Núcleo Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba, SP, segundo a classificação do APG II (2003). (n.i. = número de indivíduos; n.a. = número de amostras; De.R. = Densidade Relativa; Do.R. = Dominância Relativa; Fr.R. = Freqüência Relativa; VI = Valor de Importância).

Table 1. Phytosociological data of 1 ha of Submontane Atlantic Rainforest at Nucleo Picinguaba, Serra do Mar State Parr, Ubatuba/SP, Brazil, following the classification of APG II (2003). (n.i. = number of individuals; n.a. = number of samples; De.R. = Relative Density, Do.R = Relative Dominance; Fr.R. = Relative Frequency; VI = Importance Value).

Espécie	Família	n.i.	n.a.	De.R.	Do.R.	Fr.R.	VI
Euterpe edulis Mart.	Arecaceae	179	78	9.54	2.19	5.24	16.97
Bathysa mendoncaei K. Schum.	Rubiaceae	147	65	7.84	3.74	4.37	15.94
Morta	Mortas	60	41	3.20	6.16	2.75	12.11
Eriotheca pentaphylla (Vell.) A. Robyns	Malvaceae	61	43	3.25	3.89	2.89	10.03
Ecclinusa ramiflora Mart.	Sapotaceae	49	38	2.61	4.33	2.55	9.49
Faramea pachyantha Müll. Arg.	Rubiaceae	47	36	2.51	2.85	2.42	7.78
Sloanea guianensis (Aubl.) Benth.	Elaeocarpaceae	29	27	1.55	4.05	1.81	7.41
Calyptranthes grandifolia O. Berg	Myrtaceae	46	32	2.45	2.16	2.15	6.76
Pouteria psammophila (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	30	27	1.60	3.06	1.81	6.47
Coussarea meridionalis var. *porophylla* (Vell.) Müll. Arg.	Rubiaceae	56	38	2.99	0.71	2.55	6.25
Rustia formosa (Cham. & Schltdl. ex DC.) Klotzsch	Rubiaceae	31	26	1.65	2.11	1.75	5.51
Hieronyma alchorneoides Allemão	Phyllanthaceae	19	16	1.01	3.05	1.07	5.13
Syagrus pseudococos (Raddi) Glassman	Arecaceae	35	27	1.87	1.17	1.81	4.85
Virola gardneri (A. DC.) Warb.	Myristicaceae	15	11	0.80	2.84	0.74	4.37
Trichilia silvatica C. DC.	Meliaceae	21	18	1.12	2.04	1.21	4.37
Licania hoehnei Pilg.	Chrysobalanaceae	12	11	0.64	2.95	0.74	4.33
Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi	Clusiaceae	30	28	1.60	0.82	1.88	4.30
Virola bicuhyba (Schott ex Spreng.) Warb.	Myristicaceae	20	14	1.07	2.15	0.94	4.16
Guapira opposita (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	27	23	1.44	1.17	1.54	4.15
Cryptocarya mandioccana Meisn.	Lauraceae	16	15	0.85	1.79	1.01	3.65
Sorocea hilarii Gaudich.	Moraceae	31	22	1.65	0.35	1.48	3.48
Mollinedia triflora (Spreng.) Tul.	Monimiaceae	19	17	1.01	1.32	1.14	3.47
Marlierea suaveolens Cambess.	Myrtaceae	22	21	1.17	0.23	1.41	2.81
Indeterminada 1	Indeterminada	14	12	0.75	1.05	0.81	2.60
Hirtella hebeclada Moric. ex DC.	Chrysobalanaceae	18	15	0.96	0.62	1.01	2.59
Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins	Monimiaceae	19	18	1.01	0.35	1.21	2.57
Guapira hirsuta (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae	15	13	0.80	0.76	0.87	2.43
Cryptocaria saligna Mez	Lauraceae	11	11	0.59	1.04	0.74	2.36
Cupania oblongifolia Mart.	Sapindaceae	9	8	0.48	1.33	0.54	2.34
Roupala brasiliensis Klotzsch	Proteaceae	14	14	0.75	0.65	0.94	2.33
Maytenus robusta Reissek	Celastraceae	7	7	0.37	1.49	0.47	2.33
Meriania calyptrata (Naudin) Triana	Melastomataceae	22	15	1.17	0.15	1.01	2.33
Copaifera trapezifolia Hayne	Fabaceae	7	6	0.37	1.53	0.40	2.31
Astrocaryum aculeatissimum (Schott) Burret	Arecaceae	17	15	0.91	0.36	1.01	2.27
Tabebuia serratifolia (Vahl) G. Nicholson	Bignoniaceae	8	8	0.43	1.26	0.54	2.22
Malouetia arborea (Vell.) Miers	Apocynaceae	14	11	0.75	0.67	0.74	2.16
Calyptranthes strigipes O. Berg	Myrtaceae	13	13	0.69	0.50	0.87	2.07
Brosimum lactescens (S. Moore) C.C.Berg	Moraceae	10	9	0.53	0.85	0.60	1.99
Guapira cf. *venosa* (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae	6	5	0.32	1.33	0.34	1.98
Cupania vernalis Cambess.	Sapindaceae	11	11	0.59	0.64	0.74	1.96
Marlierea tomentosa Cambess.	Myrtaceae	11	11	0.59	0.59	0.74	1.92
Brosimum guianense (Aubl.) Huber	Moraceae	12	11	0.64	0.51	0.74	1.89
Eugenia batingabranca Sobral	Myrtaceae	10	9	0.53	0.62	0.60	1.76
Plinia aff. *rivularis* (Cambess.) A.D.Rotman	Myrtaceae	10	9	0.53	0.60	0.60	1.74
Licania kunthiana Hook. f.	Chrysobalanaceae	7	7	0.37	0.87	0.47	1.72
Buchenavia kleinii Exell	Combretaceae	4	4	0.21	1.20	0.27	1.68
Aegiphila sellowiana Cham.	Lamiaceae	12	9	0.64	0.40	0.60	1.65

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Família	n.i.	n.a.	De.R.	Do.R.	Fr.R.	VI
Mollinedia engleriana Perkins	Monimiaceae	12	12	0.64	0.16	0.81	1.61
Mollinedia uleana Perkins	Monimiaceae	12	12	0.64	0.15	0.81	1.59
Cecropia glaziovi Snethl.	Urticaceae	10	7	0.53	0.53	0.47	1.53
Tetrastylidium engleri Schwacke	Olacaceae	7	7	0.37	0.67	0.47	1.52
Pausandra morisiana (Casar.) Radlk.	Euphorbiaceae	11	10	0.59	0.25	0.67	1.51
Marlierea silvatica (Gardner) Kiaersk.	Myrtaceae	12	8	0.64	0.30	0.54	1.47
Rudgea recurva Müll. Arg.	Rubiaceae	12	10	0.64	0.16	0.67	1.47
Miconia sp. 1	Melastomataceae	11	11	0.59	0.14	0.74	1.46
Attalea dubia (Mart.) Burret	Arecaceae	4	4	0.21	0.97	0.27	1.45
Eugenia excelsa O. Berg	Myrtaceae	11	10	0.59	0.17	0.67	1.43
Ardisia martiana Miq.	Myrsinaceae	11	11	0.59	0.07	0.74	1.40
Eugenia cf. *neoaustralis* Sobral	Myrtaceae	10	10	0.53	0.16	0.67	1.37
Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.	Sapotaceae	9	9	0.48	0.27	0.60	1.36
Myrtaceae sp. 1	Myrtaceae	5	5	0.27	0.72	0.34	1.32
Ormosia cf. *arborea* (Vell.) Harms	Fabaceae	1	1	0.05	1.17	0.07	1.29
Faramea sp. 1	Rubiaceae	5	5	0.27	0.64	0.34	1.24
Chrysophylum flexuosum Mart.	Sapotaceae	9	9	0.48	0.15	0.60	1.23
Rudgea jasminoides (Cham.) Müell.-Arg.	Rubiaceae	10	9	0.53	0.08	0.60	1.22
Cordia taguahyensis Vell.	Boraginaceae	9	9	0.48	0.13	0.60	1.21
Euplassa cantareirae Sleumer	Proteaceae	4	4	0.21	0.73	0.27	1.21
Eugenia oblongata O. Berg	Myrtaceae	9	9	0.48	0.11	0.60	1.20
Brosimum sp. 1	Moraceae	8	7	0.43	0.29	0.47	1.19
Coussarea accedens Mull. Arg.	Rubiaceae	9	8	0.48	0.11	0.54	1.13
Inga tenuis (Vell.) Mart.	Fabaceae	7	7	0.37	0.26	0.47	1.10
Gomidesia spectabilis (DC.)O.Berg	Myrtaceae	7	7	0.37	0.24	0.47	1.08
Matayba guianensis Aubl.	Sapindaceae	7	7	0.37	0.23	0.47	1.08
Erythroxylum speciosum O.E. Schulz	Erythroxilaceae	4	4	0.21	0.59	0.27	1.07
Pera obovata (Klotzsch) Baill.	Euphorbiaceae	4	4	0.21	0.59	0.27	1.07
Myrciaria floribunda (H.West ex Willd.)O.Berg	Myrtaceae	6	6	0.32	0.35	0.40	1.07
Hymenaea courbaril L.	Fabaceae	3	3	0.16	0.68	0.20	1.04
Mollinedia oligantha Perkins	Monimiaceae	8	7	0.43	0.15	0.47	1.04
Aniba viridis Mez	Lauraceae	8	7	0.43	0.15	0.47	1.04
Pseudopiptadenia warmingii (Benth.) G.P. Lewis	Fabaceae	2	2	0.11	0.80	0.13	1.04
Fabaceae sp.	Fabaceae	4	4	0.21	0.51	0.27	1.00
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	Meliaceae	5	5	0.27	0.38	0.34	0.99
Couepia venosa Prance	Chrysobalanaceae	5	5	0.27	0.37	0.34	0.98
Eugenia prasina O. Berg	Myrtaceae	8	7	0.43	0.08	0.47	0.97
Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini	Moraceae	2	2	0.11	0.71	0.13	0.95
Ilex theazans Mart.	Aquifoliaceae	6	6	0.32	0.23	0.40	0.95
Marlierea glazioviana Kiareskou	Myrtaceae	7	7	0.37	0.08	0.47	0.93
Miconia dodecandra (Desr.) Cogn.	Melastomataceae	10	4	0.53	0.12	0.27	0.92
Mabea brasiliensis Mull.Arg.	Euphorbiaceae	2	2	0.11	0.66	0.13	0.90
Leandra acutiflora (Naudin) Cogn.	Melastomataceae	7	7	0.37	0.04	0.47	0.88
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	5	5	0.27	0.27	0.34	0.87
Alseis floribunda Schott	Rubiaceae	6	6	0.32	0.14	0.40	0.86
Micropholis compta Pierre	Sapotaceae	5	5	0.27	0.25	0.34	0.86
Indeterminada 9	Indeterminada	5	5	0.27	0.25	0.34	0.85
Schefflera calva (Cham.) Frodin & Fiaschi	Araliaceae	6	6	0.32	0.12	0.40	0.84
Jacaranda cf. *puberula* Cham.	Bignoniaceae	2	2	0.11	0.58	0.13	0.82
Ocotea paranapiacabensis Coe-Teixeira	Lauraceae	5	5	0.27	0.19	0.34	0.79
Eugenia melanogyna (D. Legrand) Sobral	Myrtaceae	5	5	0.27	0.15	0.34	0.76

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Família	n.i.	n.a.	De.R.	Do.R.	Fr.R.	VI
Cyathea atrovirens (Langsd. & Fisch.) Domin	Cyatheaceae	6	6	0.32	0.03	0.40	0.75
Jacaratia spinosa (Aubl.) A. DC.	Caricaceae	4	3	0.21	0.32	0.20	0.74
Erythroxylum cuspidifolium Mart.	Erythroxilaceae	5	5	0.27	0.13	0.34	0.74
Mollinedia lamprophylla Perkins	Monimiaceae	5	5	0.27	0.13	0.34	0.73
Plinia edulis (Vell.) Sobral	Myrtaceae	3	3	0.16	0.36	0.20	0.72
Ocotea elegans Mez	Lauraceae	5	5	0.27	0.12	0.34	0.72
Pouteria cf. *venosa* (Mart.) Baehni	Sapotaceae	3	3	0.16	0.35	0.20	0.71
Eugenia cuprea (O. Berg) Mattos	Myrtaceae	6	5	0.32	0.05	0.34	0.70
Myrcia richardiana (O. Berg) Kiaersk.	Myrtaceae	5	5	0.27	0.10	0.34	0.70
Neomitranthes glomerata (D. Legrand) D. Legrand	Myrtaceae	5	5	0.27	0.06	0.34	0.66
Mouriri sp.	Memecylaceae	4	4	0.21	0.18	0.27	0.66
Terminalia cf. *januarensis* DC.	Combretaceae	2	2	0.11	0.39	0.13	0.63
Daphnopsis schwackeana Taub.	Thymelaeaceae	5	5	0.27	0.03	0.34	0.63
Heisteria silvianii Schwacke	Olacaceae	3	3	0.16	0.27	0.20	0.63
Inga capitata Desv.	Fabaceae	4	4	0.21	0.15	0.27	0.63
Rudgea vellerea Müll. Arg.	Rubiaceae	5	4	0.27	0.07	0.27	0.61
Eugenia sp. 4	Myrtaceae	3	3	0.16	0.22	0.20	0.58
Eugenia cerasiflora Miq.	Myrtaceae	4	4	0.21	0.08	0.27	0.57
Posoqueria latifolia (Rudge) Roem. & Schult	Rubiaceae	3	3	0.16	0.20	0.20	0.56
Alsophila sternbergii (Sternb.) Conant	Cyatheaceae	3	3	0.16	0.19	0.20	0.55
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	Burseraceae	3	3	0.16	0.17	0.20	0.53
Eugenia schuchiana O. Berg.	Myrtaceae	4	4	0.21	0.04	0.27	0.52
Campomanesia cf. *phaea* (O.Berg) Landrum	Myrtaceae	4	4	0.21	0.03	0.27	0.51
Eugenia kleinii D. Legrand	Myrtaceae	2	2	0.11	0.25	0.13	0.50
Amaioua intermedia Mart.	Rubiaceae	3	3	0.16	0.13	0.20	0.49
Indeterminada 8	Indeterminadas	2	2	0.11	0.24	0.13	0.48
Aspidosperma olivaceum Müll. Arg.	Apocynaceae	2	2	0.11	0.24	0.13	0.48
Citronella paniculata (Mart.) R.A. Howard	Cardiopteridaceae	4	3	0.21	0.06	0.20	0.48
Ocotea venulosa (Nees) Baitello	Lauraceae	3	3	0.16	0.11	0.20	0.47
Ocotea odorifera (Vellozo) Rohwer	Lauraceae	3	3	0.16	0.11	0.20	0.47
Zollernia ilicifolia (Brongn.) Vogel	Fabaceae	2	2	0.11	0.21	0.13	0.45
Licania sp. 1	Chrysobalanaceae	3	2	0.16	0.14	0.13	0.43
Miconia petropolitana Cogn.	Melastomataceae	3	3	0.16	0.06	0.20	0.42
Indeterminada 2	Indeterminadas	2	2	0.11	0.18	0.13	0.42
Matayba intermedia Radlk.	Sapindaceae	3	3	0.16	0.05	0.20	0.41
Chomelia sp.	Rubiaceae	3	3	0.16	0.05	0.20	0.41
Miconia tristis Spring.	Melastomataceae	3	3	0.16	0.04	0.20	0.40
Indeterminada 7	Indeterminadas	3	3	0.16	0.03	0.20	0.39
Alibertia sp. 1	Rubiaceae	3	3	0.16	0.02	0.20	0.38
Ocotea dispersa (Nees) Mez	Lauraceae	3	3	0.16	0.02	0.20	0.38
Licaria armeniaca (Nees) Kosterm.	Lauraceae	3	3	0.16	0.02	0.20	0.38
Calycorectes acutatus (Miq.) Toledo	Myrtaceae	3	3	0.16	0.02	0.20	0.38
Calyptranthes lucida Mart. ex DC.	Myrtaceae	3	3	0.16	0.02	0.20	0.38
Faramea picinguabae M. Gomes	Rubiaceae	3	3	0.16	0.02	0.20	0.38
Manilkara subsericea (Mart.) Dubard	Sapotaceae	1	1	0.05	0.26	0.07	0.38
Marlierea sp. 3	Myrtaceae	2	2	0.11	0.13	0.13	0.37
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	Lauraceae	2	2	0.11	0.13	0.13	0.37
Terminalia cf. *argentea* Mart.	Combretaceae	1	1	0.05	0.24	0.07	0.36
Guatteria sp. 3	Annonaceae	2	2	0.11	0.11	0.13	0.35
Pseudopiptadenia leptostachya (Benth.) Rauschert	Fabaceae	2	2	0.11	0.09	0.13	0.33
Acnistus arborescens (L.) Schltdl.	Solanaceae	3	2	0.16	0.02	0.13	0.31

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Família	n.i.	n.a.	De.R.	Do.R.	Fr.R.	VI
Nectandra grandiflora Nees	Lauraceae	2	2	0.11	0.06	0.13	0.30
Guatteria sp. 1	Annonaceae	2	2	0.11	0.05	0.13	0.29
Urbanodendron bahiensis (Meisn.) Rohwer	Lauraceae	2	2	0.11	0.05	0.13	0.29
Casearia sylvestris Sw.	Salicaceae	2	2	0.11	0.05	0.13	0.29
Rollinia dolabripetala (Raddi) R.E.Fr.	Annonaceae	2	2	0.11	0.04	0.13	0.28
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	Myrtaceae	2	2	0.11	0.03	0.13	0.27
Matayba cf. *inelegans* Spruce ex Radlk.	Sapindaceae	2	2	0.11	0.03	0.13	0.27
Byrsonima ligustrifolia Saint-Hilaire	Malpighiaceae	2	2	0.11	0.02	0.13	0.26
Marlierea excoriata Mart.	Myrtaceae	2	2	0.11	0.02	0.13	0.26
Sapium glandulatum (Vell.) Pax	Euphorbiaceae	2	2	0.11	0.02	0.13	0.26
Eugenia fusca O. Berg	Myrtaceae	2	2	0.11	0.01	0.13	0.26
Dahlstedtia pinnata (Benth.) Malme	Fabaceae	2	2	0.11	0.01	0.13	0.26
Eugenia sp. 1	Myrtaceae	2	2	0.11	0.01	0.13	0.25
Indeterminada 10	Indeterminadas	1	1	0.05	0.13	0.07	0.25
Guatteria sp. 2	Annonaceae	2	2	0.11	0.01	0.13	0.25
Bactris setosa Mart.	Arecaceae	2	2	0.11	0.01	0.13	0.25
Inga striata Benth.	Fabaceae	2	2	0.11	0.01	0.13	0.25
Myrceugenia myrcioides (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	2	2	0.11	0.01	0.13	0.25
Calyptranthes pileata D. Legrand	Myrtaceae	1	1	0.05	0.12	0.07	0.24
Cedrela fissilis Vell.	Meliaceae	1	1	0.05	0.10	0.07	0.22
Rapanea hermogenesii Jung. Mend. & Bernacci	Myrsinaceae	1	1	0.05	0.08	0.07	0.20
Casearia decandra Jacq.	Salicaceae	1	1	0.05	0.07	0.07	0.19
Inga marginata Willd.	Lauraceae	1	1	0.05	0.06	0.07	0.18
Eugenia ternatifolia Cambess.	Myrtaceae	1	1	0.05	0.05	0.07	0.17
Chrysophyllum viride Mart. & Eichler	Sapotaceae	1	1	0.05	0.05	0.07	0.17
Aniba firmula (Nees & C. Mart.) Mez	Lauraceae	1	1	0.05	0.05	0.07	0.17
Andira cf. *ormosioides* Benth.	Lauraceae	1	1	0.05	0.04	0.07	0.16
Ocotea laxa (Nees) Mez	Lauraceae	1	1	0.05	0.03	0.07	0.15
Ficus obtusiuscula (Miq.) Miq.	Moraceae	1	1	0.05	0.03	0.07	0.15
Eugenia cf. *plicata* Nied.	Myrtaceae	1	1	0.05	0.03	0.07	0.15
Trigynaea oblongifolia Schltdl.	Annonaceae	1	1	0.05	0.03	0.07	0.15
Cyathea phalerata Mart.	Cyatheaceae	1	1	0.05	0.03	0.07	0.15
Ficus insipida Willd.	Moraceae	1	1	0.05	0.02	0.07	0.14
Hillia parasitica Jacq.	Rubiaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.14
Inga sp. 2	Fabaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Quiina glazovii Engl.	Quiinaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Myrocarpus frondosus Allemão	Fabaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Calyptranthes lanceolata O. Berg	Myrtaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Guarea macrophylla subsp. tuberculata (Vell.) T.D. Penn.	Meliaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Miconia cabucu Hoehne	Melastomataceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Picramnia ciliata Mart.	Picramniaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Siparuna brasiliensis (Spreng.)A. DC.	Siparunaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Psychotria patentinervia Müll. Arg.	Rubiaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Bathysa australis (A. St.-Hil.) Benth. & Hook. f.	Rubiaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Eugenia sp. 2	Myrtaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Stephanopodium organense (Rizzini) Prance	Dichapetalaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Eugenia linguaeformis O. Berg	Myrtaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Calyptranthes ubatubana Sobral & Rochelle (sp. nova)	Myrtaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Cordia cf. *sellowiana* Cham.	Boraginaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Myrcia tijucensis Kiaersk.	Myrtaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Eugenia multicostata D. Legrand	Myrtaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Família	n.i.	n.a.	De.R.	Do.R.	Fr.R.	VI
Quiina aff. *magalanogomesii* Schwacke (sp. nova)	Quiinaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Eugenia sp. 3	Myrtaceae	1	1	0.05	0.01	0.07	0.13
Piper xylostoides (Kunth.) Steudel	Piperaceae	1	1	0.05	0.00	0.07	0.13
Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae	1	1	0.05	0.00	0.07	0.12
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin	Melastomataceae	1	1	0.05	0.00	0.07	0.12
Aspidosperma sp.	Apocynaceae	1	1	0.05	0.00	0.07	0.12
Solanum sp. 1	Solanaceae	1	1	0.05	0.00	0.07	0.12

com diferentes áreas amostrais (0,3 a 2,34 ha) e critérios de inclusão (PAP ≥ 3,18 a PAP ≥ 31,4 cm). Os levantamentos analisados estão sumarizados na Tabela 2.

A riqueza variou entre 97 e 443 espécies com índices de diversidade variando entre 3,58 e 5,50 nats.indivíduo^{-1}. Na grande maioria dos levantamentos, a família Myrtaceae foi a que apresentou maior riqueza, variando entre 17 e 86 espécies. Os levantamentos realizados na cidade de Ubatuba mostram valores de riqueza variando entre 105 e 298 espécies arbóreas e valores de diversidade entre 3,58 e 4,50 nats.indivíduo^{-1}. Considerando apenas os levantamentos de 1 ha, os levantamentos mostram valores entre 105 e e 206 espécies e 3,58 e 4,48 nats.indivíduo^{-1}.

Discussão

As familias de maior abundância em nossa amostra são as mesmas das outras amostras obtidas a partir de outros levantamentos realizados na cidade de Ubatuba (Silva & Leitão-Filho 1982, Sanchez et al. 1999, Lacerda 2001, Campos 2008, Ramos 2008, Gomes et al. 2008), sendo Myrtaceae, Rubiaceae e Arecaceae, esta última devido ao grande número de indivíduos de *Euterpe edulis* Mart. relatado em todos os levantamentos. Todas as espécies relatadas por Scudeller et al. (2001) como as mais abundantes do estado de São Paulo foram amostradas em nosso levantamento.

Myrtaceae foi a família mais rica em todos os levantamentos da cidade de Ubatuba e figurou entre as três mais ricas em quase todos os outros trabalhos em florestas atlânticas. Isto confirma sua importância para a caracterização geral desse bioma e sua grande importância ecológica nas florestas atlânticas, devido à sua grande abundância e elevada riqueza (Mori et al. 1983, Peixoto & Gentry 1990). Esta característica é explicada pelo fato do centro de diversidade desta família ser as florestas atlânticas (Gentry 1982).

Nessa família, o gênero *Eugenia* tem sido registrado como o gênero com o maior número de espécies em vários levantamentos. A grande riqueza de espécies da família Myrtaceae e do gênero *Eugenia* tem sido um padrão nas florestas atlânticas do estado de São Paulo (Scudeller et al. 2001) e do Brasil (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Dos 27 levantamentos analisados, em apenas cinco a família Myrtaceae não apareceu como a mais rica, sendo que em quatro deles, Fabacea foi a família mais rica e um deles foi Lauraceae. Os levantamentos que apresentaram Fabaceae ou Lauraceae como sendo a família mais rica, geralmente correspondem a áreas de vegetação secundária (Pessoa et al. 1997, Borém & Oliveira-Filho 2002, Moreno et al. 2003) ou a formações diferenciadas da Floresta Ombrófila como mata aluvial ou vegetação sobre morrotes mamelonares (Guedes-Bruni et al. 2006a,b).

Fabaceae é constantemente referida como uma das famílias de maior riqueza e densidade em vários levantamentos realizados em florestas atlânticas (Ivanauskas et al. 1999, Guedes-Bruni et al. 2006a,b, Peixoto et al. 2005). Certamente, tais autores basearam-se em levantamentos realizados nas formações estacionais da floresta atlântica. Em nosso trabalho, essa família apresentou baixa densidade, sendo representada por poucos indivíduos de grande porte e constituindo os elementos de dossel relatado também por Guilherme et al. (2004) para a Floresta Ombrófila do sul do estado de São Paulo. Porém, apesar da baixa densidade, essa família apresentou alta riqueza, sendo a quarta família mais rica em nossa área de estudo com 13 espécies.

Apesar da baixa riqueza apresentada pela família Arecaceae, esta foi a terceira família mais abundante em nossa amostra. Essa família é relatada como uma das mais abundantes na maioria das amostras obtidas na Floresta Ombrófila Densa, em grande parte devido a alta densidade da espécie *Euterpe edulis* Mart. (Scudeller et al. 2001). Esta espécie é citada como a mais abundante na maioria dos trabalhos realizados em Ubatuba e em vários trabalhos realizados em florestas ombrófilas, corroborando o padrão encontrado por Sztutman & Rodrigues (2002) para uma área no sul do estado de São Paulo. No trabalho de Scudeller et al. (2001) esta espécie aparece como a mais abundante em um total de 771 espécies analisadas em 17 levantamentos no estado de São Paulo. Esta espécie também foi a mais abundante e obteve o maior IVI no trabalho de Lacerda (2001) que amostrou 2,34 ha ao longo de um gradiente altitudinal (de 2 a 1000 m) em uma encosta em Ubatuba.

As espécies das árvores mais altas, que constituem o dossel na área de estudo, parecem apresentar alta constância na Floresta Ombrófila Densa Atlântica. Por exemplo, além das espécies de Fabaceae, amostramos *Sloanea guianensis*, *Virola bicuhyba*, *V. Gardneri*, *Hyeronima alchorneoides* e *Cryptocaria mandioccana*, que também são as mesmas encontradas no sul do estado de São Paulo por Guilherme et al. (2004). Outras espécies também apresentam ampla distribuição geográfica na Floresta Ombrófila Densa Atlântica, como *Euterpe edulis*, *Cariniana estrellensis* (ocorre na Floresta Ombrófila Densa das regiões Nordeste, Sudeste e Sul, segundo Siqueira (1994) e *Sloanea guianensis* e *Ecclinusa ramiflora* que ocorrem também em formações amazônicas (Leitão-Filho et al. 1993, Oliveira-Filho & Ratter 1995). Todas as espécies citadas por Scudeller et al. (2001) como as mais abundantes na Floresta Ombrófila Densa do estado de São Paulo ocorreram em nossa área.

O fragmento estudado possui um grande número de espécies raras (segundo Martins (1991) e Kageyama & Gandara (1996). Uma grande proporção de espécies com baixa densidade é uma característica comum em florestas tropicais em geral (Whitmore 1990) e é considerado um aspecto da distribuição de abundância relativa. A percentagem de espécies raras (21,36% do total de espécies) que encontramos foi baixa em comparação com os números encontrados na floresta Amazônica (25,14 a 56,02%, Martins (1991), mas esteve dentro da faixa de variação encontrada em outros locais da Floresta Ombrófila Densa Atlântica (9,23 a 39,52%, Martins (1991). Este padrão foi comprovado também por Scudeller et al. (2001) que analisou 17 levantamentos de florestas atlânticas no estado de

São Paulo e do total de 771 espécies arbóreas analisadas pelos autores, 18,81% (145 espécies) foram representadas por apenas um indivíduo. Vários outros estudos realizados em florestas atlânticas no sudeste brasileiro encontraram entre 19 e 50% das espécies representadas por apenas um indivíduo (Silva & Leitão-Filho 1982, Leitão-Filho et al. 1993, Mantovani 1993, Melo & Mantovani 1994, Guedes-Bruni & Mantovani 1999).

O valor encontrado em nossa área (44 espécies – 21,36%) encontra-se dentro deste intervalo e é considerado um padrão frequente em florestas tropicais de alta diversidade (Gentry & Terborgh 1990, Martins 1991, Valencia et al. 1994). Alguns autores relacionam este padrão como sendo um dos mecanismos responsáveis pela manutenção da alta diversidade destas florestas, pois as baixas densidades populacionais e a consequente segregação espacial dos indivíduos da mesma espécie poderiam reduzir a frequencia e a intensidade da competição intraespecífica (Huston 1979, Lieberman & Lieberman 1994).

O trecho amostrado em nosso trabalho apresentou elevada riqueza e diversidade de espécies arbóreas e tanto o numero de espécies quanto o índice de diversidade indicam que a área encontra-se entre uma das mais ricas e diversas da região sudeste (Tabela 2), principalmente por se tratar de 1 ha contínuo. Os levantamentos que apresentaram valores de riqueza e diversidade superior ao da nossa área referem-se a trabalhos que possuem amostragens em áreas descontínuas (Tabela 2), o que certamente acarreta em maior riqueza e diversidade devido a maior heterogeneidade abrangida por esse tipo de amostragem (Gentry 1988, Wright et al. 1997).

Os valores de riqueza e diversidade apresentados em nosso levantamento em conjunto com os demais levantamentos realizados na cidade de Ubatuba mostram altos valores de riqueza e diversidade para o componente arbóreo destas florestas, variando entre 105 e 298 espécies e diversidade entre 3,58 e 4,50 nats.indivíduo^{-1}. Mesmo considerando apenas os levantamentos com área amostral de 1 ha, os valores ficariam entre 105 e 206 espécies com diversidade entre 3,58 e 4,48 nats.indivíduo^{-1}. Ainda que considerássemos em nosso levantamento apenas os indivíduos com DAP ≥ 10 cm, nossa área ainda possuiria 156 espécies e comparando-a apenas com trabalhos que consideram como critério de inclusão os indivíduos com DAP ≥ 10 cm em área amostral de 1 ha, nosso levantamento possui valor comparável aos trabalhos realizados na floresta amazônica que variam entre 101 e 271 espécies (Dantas & Muller 1979, Dantas et al. 1980, Campbell et al. 1986, Silva et al. 1992, Almeida et al. 1993) o que coloca a nossa área entre as mais ricas já amostradas no Brasil.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Gradiente Funcional: Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (Processo 03/12595-7), que faz parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da

Tabela 2. Levantamentos considerados em nossas comparações. (n.e. = número de espécies; H' = índice de diversidade de Shannon (nats.indivíduo^{-1}); PAP(cm)/área(ha) = perímetro do caule mínimo para inclusão na amostra (em centímetros)/área amostral total (em hectares) para parcelas ou número de pontos-quadrante).

Table 2. Surveys considered in our comparisons. (n.e. = number of species, H' = Shannon diversity index (nats.individual^{-1}), PAP (cm)/area (ha) = minimum perimeter used as sampling inclusion criteria; (in cm)/total area (hectares) for parcels or number of plots per quadrant points).

Refêrencia	Cidade/UF	n.e.	H'	Família mais rica	PAP (cm)/área (ha)
Thomaz & Monteiro (1997)*	Santa Teresa/ES	443	5,50	Myrtac. (86)	PAP ≥ 20/1,02
Lacerda (2001)*	Ubatuba/SP	298	4,50	Myrtac. (60)	PAP ≥ 15,7/2,34
Moreno et al. (2003)*	Campos de Goytacazes/RJ	210	4,30	Fabac. (26)	PAP ≥ 31,4/1,2
Rochelle et al. (2010) – este trabalho	Ubatuba/SP	206	4,48	Myrtac. (48)	PAP ≥ 15/1
Gomes et al. (2008) – área 1 (I)	Ubatuba/SP	203	4,34	Myrtac. (58)	PAP ≥ 15/1
Guedes-Bruni et al. (1997)	Macaé/RJ	189	4,05	Myrtac. (30)	PAP ≥ 15,7/1
Ivanauskas (1997)*	Pariquera-Açu/SP	183	4,13	Myrtac. (40)	PAP ≥ 15/1,2
Lisboa (2001)	Morro do Baú/SC	181	4,12	Myrtac. (34)	PAP ≥ 15,7/1
Mantovani (1993)	Juréia-Itatins/SP	178	4,19	Myrtac. (37)	PAP ≥ 29,8/200 p.q.
Guedes-Bruni et al. (2006b) – morrote*	Silva Jardim/RJ	174	4,57	Fabac. (28)	PAP ≥ 15,7/1
Melo et al. (1998)	Juréia-Itatins/SP	173	4,21	Myrtac. (34)	PAP ≥ 15,7/1
Guilherme et al. (2004)*	Sete Barras/SP	172	3,85	Myrtac. (38)	PAP ≥ 15,7/1,98
Carvalho et al. (2005)*	Bocaina de Minas/MG	158	4,15	Myrtac. (20)	PAP ≥ 15,7/1,04
Pessoa et al. (1997)	Macaé/RJ	157	3,66	Laurac. (22)	PAP ≥ 15,7/1
Melo & Mantovani (1994)	Ilha do Cardoso/SP	157	3,64	Myrtac. (29)	PAP ≥ 8,16/1
Gomes et al. (2008) – área 2 (H)	Ubatuba/SP	154	4,05	Myrtac. (32)	PAP ≥ 15/1
Gomes et al. (2008) – área 3 (G)	Ubatuba/SP	151	3,95	Myrtac. (30)	PAP ≥ 15/1
Leitão-Filho et al. (1993)*	Cubatão/SP	145	4,31	Myrtac. (20)	PAP ≥ 18,8/0,4
Campos (2008)	Ubatuba/SP	141	4,05	Myrtac. (27)	PAP ≥ 15/1
Kurtz & Araujo (2000)	Cachoeiras de Macacu/RJ	138	4,21	Myrtac. (27)	PAP ≥ 15,7/150 p.q.
Mantovani et al. (2005)*	S. Pedro de Alcântara/SC	137	3,60	Myrtac. (21)	PAP ≥ 15,7/1,5
Tabarelli, não publicado**	Ubatuba/SP	136	-	-	PAP ≥ 31,4/1
Borém & Oliveira-Filho (2002)*	Silva Jardim/RJ	129	4,13	Fabac. (24)	PAP ≥ 3,18/0,36
Silva & Leitão-Filho (1982)	Ubatuba/SP	123	4,07	Myrtac. (16)	PAP ≥ 31,4/160 p.q.
Sanchez et al. (1999)*	Ubatuba/SP	120	4,07	Myrtac. (28)	PAP ≥ 15/0,4
Ramos (2008)	Ubatuba/SP	105	3,58	Myrtac. (17)	PAP ≥ 15/1
Guedes-Bruni et al. (2006a) – aluvial*	Silva Jardim/RJ	97	3,98	Fabac. (14)	PAP ≥ 15,7/1
Jarenkow (1994)*	Morrinhos do Sul/RS	97	3,88	-	PAP ≥ 31,4/1

*Área amostral descontínua; ** Consta em Tabarelli & Mantovani (1999). p.q. = pontos-quadrante.

Biodiversidade (www.biota.org.br). Agradecemos a FAPESP pela concessão da bolsa de estudos ao primeiro autor, a UNICAMP, a FUNCAMP pelo apoio no desenvolvimento dos trabalhos de campo e a todos os pesquisadores do projeto BIOTA-Gradiente Funcional pelo apoio financeiro e logístico.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, S.S., LISBOA, P.L. & SILVA, A.S.L. 1993. Diversidade florística de uma comunidade arbórea na Estação Científica "Ferreira Penna, em Caxiuanã (Pará). Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi. 9:93-128.

ASSIS, M.A. 1999. Florística e caracterização das comunidades vegetais da Planície Costeira de Picinguaba, Ubatuba/SP. Tese de doutorado, Universidade de Campinas, São Paulo.

BORÉM, R.A.T. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2002. Phytosociology of the wood stratum of a modified atlantic Forest toposequence in Silva Jardim-RJ, Brazil. Rev. Arvore 26(6):727-742.

CAIAFA, A.N. & MARTINS, F.R. 2007. Taxonomic identification, sampling methods, and minimum size of the tree sampled: implications and perspectives for studies in the Brazilian Atlantic rainforest. Func. Ecosyst. Commun. 1:95-104.

CAMPBELL, D.G., DALY, D.G., PRANCE, G.T. & MACIEL, U.N. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and várzea tropical forest on the rio Xingu, Brazilian Amazon. Brittonia 38:369-393. http://dx.doi.org/10.2307/2807085

CAMPOS, M.C.R. 2008. Relação da composição e estrutura do componente arbóreo com variáveis microtopográficas e edáficas da Floresta Ombrófila Densa do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba/SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CARVALHO, D.A., OLIVEIRA-FILHO, A.T., VAN DEN BERG, E., FONTES, M.A.L., VILELA, E.A., MARQUES, J.J.G.S.M. & CARVALHO, W.A.C. 2005. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(1):91-109. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000100010

DANTAS, M. & MULLER, N.R.M. 1979. Estudos fito-ecológicos do trópico úmido brasileiro 1 - aspectos fitossociológicos de mata sobre terra roxa na região de Altamira. An. Soc. Bot. Bras. 30:205-218.

DANTAS, M., RODRIGUES, I.M.A. & MULLER, N.R.M. 1980. Estudos fito-ecológicos do trópico úmido brasileiro: aspectos fitossociológicos de mata sobre latossolo amarelo em Capitão Poço. Bol. Pesq. EMBRAPA 9:23-38.

GENTRY, A.H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the andean orogeny? Ann. Missouri Bot. Gard. 69:557-593. http://dx.doi.org/10.2307/2399084

GENTRY, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. Ann. Missouri Bot. Gard. 75:1-34. http://dx.doi.org/10.2307/2399464

GENTRY, A.H. & TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu mature floodplain forest. In Four Neotropical rainforests (A.H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p.542-564.

GOMES, J.A.M.A., BERNACCI, L.C. & TORRES, R.B. 2008. Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo, Brasil. In 3º Relatório do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional. (C.A. Joly & L.A. Martinelli, Coordenadores). Processo FAPESP, n. 03/12595-7.

GUEDES-BRUNI, R.R. & MANTOVANI, W. 1999. Espécies arbóreas raras em dossel de seis unidades fisionômicas de Mata Atlântica no Rio de Janeiro: uma abordagem preliminar. In Anais do 50 Congresso Nacional de Botânica. Blumenau, p.264-265.

GUEDES-BRUNI, R.R., PESSOA, S.V.A. & KURTZ, B.C. 1997. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho preservado da floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In Serra de Macaé de Cima: Diversidade Florística e Conservação em Mata Atlântica (H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni, eds.). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. p. 127-146.

GUEDES-BRUNI, R.R., SILVA NETO, S.J., MORIM, M.P. & MANTOVANI, W. 2006a. Composição florística e estrutura de trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica aluvial na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguesia 57(3): 413-428.

GUEDES-BRUNI, R.R., SILVA NETO, S.J., MORIM, M.P. & MANTOVANI, W. 2006b. Composição florística e estrutura de dossel em trecho de floresta ombrófila densa atlântica sobre morrote mamelonar na reserva biológica de poço das antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia 57(3):429-442.

GUILHERME, F.A.G., MORELLATO, L.P.C. & ASSIS, M.A. 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. Rev. Bras. Bot. 27(4):725-737.

HUSTON, M.A. 1979. A general hypothesis of species diversity. Am. Nat. 113:81-101. http://dx.doi.org/10.1086/283366

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

INSTITUTO FLORESTAL - IF. 2006. Parque Estadual da Serra do Mar: Plano de Manejo. Instituto Florestal - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. http://www.iflorestal.sp.gov.br (ultimo acesso em 25/10/2008).

IVANAUSKAS, N.M. 1997. Caracterização Florística e Fisionômica da Floresta Atlântica sobre a Formação Pariquera-Açu, na Zona da Morraria Costeira do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

IVANAUSKAS, N.M., RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecídua em Itatinga, SP, Brasil. Sci. For. 56:83-99.

JARENKOW, J. A. 1994. Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado, Universidade de São Carlos, São Carlos.

JOLY, C.A., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C., CAMPOS, M.C.R., GOMES, J.A.M.A., LACERDA, M.S., MARTINS, F.R., PEDRONI, F., PEREIRA, L.S., PADGURSCHI, M.C., PRATA, E.M.B., RAMOS, E., ROCHELLE, A.L.C., TAMASHIRO, J.Y., TORRES, R.B., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., SIMÕES, E., VILLANI, J.P. & MARTINELLI, L.A. 2011. Florística e fitossociologia da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. Biota Neotrop. 11(2): no prelo.

KAGEYAMA, P. & GANDARA, F.B. 1993. Dinâmica de populações de espécies arbóreas e implicações para o manejo e a conservação. In III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Universidade de São Paulo, São Paulo, p.1-12.

KURTZ, B.C. & ARAUJO, D.S.D. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia 51(78/115):69-112.

LACERDA, M.S. 2001. Composição Florística e Estrutura da Comunidde Arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LEITÃO-FILHO, H.F., PAGANO, S.N., CESAR, O., TIMONI, J.L. & RUEDA, J.J. 1993. Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão. Editora da Universidade Estadual Paulista & Editora da Universidade Estadual de Campinas, São Paulo & Campinas.

LIEBERMAN, M. & LIEBERMAN, D. 1994. Patterns of density and dispersion of forest trees. In La Selva Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest (L.A. MacDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn, eds.). University of Chicago Press, Chicago. P.106-119.

LISBOA, R.B.Z. 2001. Análise fitossociológica de uma comunidade arbórea, na Floresta Ombrófila Densa, no Parque Botânico Morro do Bau - Ilhota/SC. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MANTOVANI, W. 1993. Estrutura e dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape, SP. Tese de Livre-Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MANTOVANI, M., RUSCHEL, A.R., PUCHALSKI, A., SILVA, J.Z., REIS, M.S. & NODARI, R.O. 2005. Diversidade de espécies e estrutura sucessional de uma formação secundária da floresta ombrófila densa. Sci. For. 67:14-26.

MARTINS, F.R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MELO, M.M.R.F. & MANTOVANI, W. 1994. Composição florística e estrutura fitossociológica da mata atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, Brasil). Bol. Inst. Bot. 9:107-158.

MELO, M.M.R.F., OLIVEIRA, R.J., ROSSI, L., MAMEDE, M.C.H. & CORDEIRO, I. 1998. Fitossociologia de trecho de Mata Atlântica na Planície do Rio Verde, Estação Ecológica de Juréia, Itatins, SP, Brasil. In Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. ACIESP, Águas de Lindóia, v.2, p.49-56.

MORENO, M.R., NASCIMENTO, M.T. & KURTZ, B.C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na mata atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. Acta Bot. Bras. 17(3):371-386.

MORI, S.A., BOOM, B.M., CARVALHO, A.M. & SANTO, T.S. 1983. Ecological importance of Myrtaceae in an Eastern Brasilian Wet Forest. Biotropica 15(1):68-70. http://dx.doi.org/10.2307/2388002

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A, MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:852-858. http://dx.doi.org/10.1038/35002501

OLIVEIRA FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil, and the influence of climate. Biotropica 32(4b):793-810. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & RATTER, J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. Edinb. J. Bot. 52:141-194. http://dx.doi.org/10.1017/S0960428600000949

PEIXOTO, A.L. & GENTRY, A.H. 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). Rev. Bras. Bot. 13:19-25.

PEIXOTO, G.L., MARTINS, S.V., SILVA, A.F. & SILVA, E. 2005. Estrutura do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Acta Bot. Bras. 19(3):539-547. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000300015

PESSOA, S.V.A., GUEDES-BRUNI, R.R. & KURTZ, B.C. 1997. Composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In Serra de Macaé de Cima: Diversidade Florística e Conservação em Mata Atlântica (H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni, eds.). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. p. 147-167.

PONÇANO, W.L., CARNEIRO, C.D.R., BISTRICHI, C.A, ALMEIDA, F.F.M. & PRADINI, F.L. 1981. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, v.1.

RAMOS, E. 2008. Estudos Florísticos e Fitossociológicos em trecho da Mata Atlântica (Ubatuba, SP) como subsídio para a conservação de recursos fitogenéticos. Dissertação de Mestrado, Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.

SANCHEZ, M., PEDRONI, F., LEITÃO-FILHO, H.F. & CESAR, O. 1999. Composição Florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. Rev. Bras. Bot. 22:31-42. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041999000100006

SCARANO, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. Ann. Bot. 90:517-524. http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcf189

SCUDELLER, V.V. & MARTINS, F.R. 2003. Fitogeo - Um Banco de Dados Aplicado à Fitogeografia. Acta Amazon. 33(1):9-21.

SCUDELLER, V.V., MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. PlantE. 152:185-199.

SETZER, J. 1966. Atlas climatológico do estado de São Paulo. Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Paraguai. CESP, São Paulo.

SHEPHERD, G.J. 1996. Fitopac 1: manual do usuário. Departamento de Botânica/UNICAMP, Campinas.

SILVA, A.F. & LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Composição forística e estrutura de um trecho de Mata Atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo – Brasil). Rev. Bras. Bot. 5:43-52.

SILVA, A.S.L., LISBOA, P.B. & MACIEL, U.B. 1992. Diversidade florística e estrutura em floresta densa da bacia do rio Juruá-AM. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi. 8:203-258.

SILVA, J.M.C.& CASTELETI, C.H.M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In The Atlantic Forest of South America - Biodiversity status, threats, and outlook. (C. Galindo-Leal & I.G. Câmara, eds). Island, Washington, Covelo, London, p.43-59.

SIQUEIRA, M.F. 1994. Análise florística e ordenação de espécies arbóreas da Mata Atlântica através de dados binários. Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SZTUTMAN, M. & RODRIGUES, R.R. 2002. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua de planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. Rev. Bras. Bot. 25:161-176. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042002000200005

TABANEZ, A.A.J. & VIANA, V.M. 2000. Patch Structure within Brazilian Atlantic forests fragments and implications for conservation. Biotropica 32(4):S925-S933. http://dx.doi.org/10.1646/0006-3606(2000)032[0925:PSWBAF]2.0.CO;2

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). Rev. Bras. Bot. 22(2):217-223

THOMAZ, L.D. & MONTEIRO, R. 1997. Composição florística da Mata Atlântica de encosta da Estação Biológica de Santa Lucia, município de Santa Teresa-ES. Bol. Mus. Bio. Mello Leitão (Nov. Ser.) 7:3-48.

VALENCIA, R., BALSLEV, H. & PAZ Y MIÑO, G. 1994. High tree alpha diversity in Amazonian Ecuador. Biodivers. Conserv. 3:21-28. http://dx.doi.org/10.1007/BF00115330

WHITMORE, T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford University Press, Oxford.

WRIGHT, D.D., JESSEN, J.H., BURKE, P. & GARZA, H.G.S. 1997. Tree and Liana enumeration and diversity on a one-hectare plot in Papua New Guinea. Biotropica 29(3):250-260. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00426.x

Recebido em 20/03/2010
Versão reformulada recebida em 10/12/2010
Publicado em 30/05/2011

Ictiofauna do estuário de São Caetano de Odivelas e Vigia (Pará, Estuário Amazônico)

Daniela de França Barros[1], Marcelo Ferreira Torres[2] & Flávia Lucena Frédou[3,4]

[1]Faculdade de Oceanografia, Universidade Federal do Pará - UFPA, Rua Augusto Corrêa, 01, Guamá, CEP 66075-110, Belém, PA, Brasil, e-mail: dani_fbarros@yahoo.com.br
[2]Instituto Federal de Ensino, Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Castanhal, Rod. BR-316, Km 62, Saudade, CEP 68740-970, Castanhal, PA, Brasil, e-mail: marceloferreiratorres@hotmail.com
[3]Departamento de Pesca e Aquicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE, Rua Dom Manoel de Medeiros, Dois Irmãos, s/n, CEP 52171-900, Recife, PE, Brasil
[4]Autor para correspondência: Flávia Lucena Frédou, e-mail: flavia.lucena@pq.cnpq.br

BARROS, D.F., TORRES, M.F. & FRÉDOU, F.L. **Ichthyofauna of the estuary of São Caetano de Odivelas and Vigia (Pará, Amazon Estuary).** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn04111022011

Abstract: Fish diversity in the Amazon Basin is recognized as one of the highest in the world. However, information on the estuarine ichthyofauna of the region is still fragmented and based on localized inventories. This study reports on an inventory carried out in the estuaries of São Caetano de Odivelas and Vigia, State of Pará, a poorly known area within the Amazon Estuary. Two research cruises of four days long each were undertaken in 2003, one in June (austral winter) and other in December (summer), with use of gill nets, traps, cast net and hook-and-line. It was collected 1,689 individuals, including 58 species from 23 families, all of them previously recorded in the Amazon Estuary. Perciformes, Siluriformes and Clupeiformes were the most diverse taxa, comprising 73.8% of the species. From the 58 recorded species, 24% are pelagic, 50% are demersal and the remaining have pelagic-demersal habits. Coastal-marine species predominated in the region.
Keywords: *fish, northeast Pará, Amazon.*

BARROS, D.F., TORRES, M.F. & FRÉDOU, F.L. **Ictiofauna do estuário de São Caetano de Odivelas e Vigia (Pará, Estuário Amazônico).** Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn04111022011

Resumo: A diversidade de peixes da Bacia Amazônica é reconhecida como uma das mais altas do mundo. No entanto, o conhecimento acerca da ictiofauna do estuário do Rio Amazonas é fragmentado e baseado em levantamentos localizados. O presente trabalho apresenta um inventário da ictiofauna dos estuários de São Caetano de Odivelas e Vigia, Pará, numa área ainda pouco conhecida do estuário Amazônico. Foram efetuadas duas campanhas de coleta em 2003, com duração de quatro dias cada, uma em junho (inverno) e outra em dezembro (verão), com uso de diferentes artes de pesca (redes de emalhar, currais, tarrafas e linha). Foram coletados 1.689 indivíduos pertencentes a 58 espécies distribuídas em 23 famílias, todas com ocorrência anteriormente registrada no estuário amazônico. As ordens Perciformes, Siluriformes e Clupeiformes foram os grupos mais diversificados, abrangendo 73,8% das espécies. Das 58 espécies registradas, 24% são pelágicas, 50% são demersais e as demais têm hábitos pelágico-demersais. Espécies de hábitos costeiro-marinho predominaram na região.
Palavras-chave: *peixes, nordeste paraense, Amazônia.*

Introdução

Estuários são corpos de água costeira semifechados com ligação livre com o oceano, estendendo-se rio acima até o limite da influência da maré, sendo que em seu interior a água do mar é diluída pela água doce de drenagens continentais (Miranda et al. 2002). Estima-se que 20% das espécies de peixes marinhos do Brasil utilizem ambientes estuarinos de forma mais ou menos permanente (Haimovici & Klippel 1999), para crescimento, alimentação e berçário (Viana et al. 2010). Muitos dos peixes encontrados nos estuários são tolerantes a salinidades baixas, enquanto outros adentram os estuários apenas de acordo com a variação da pluma estuarina (Whitfield 1999).

O conhecimento científico sobre a fauna da costa norte do Brasil ainda é escasso, com informações difusas e várias lacunas geográficas. Estudos realizados entre o Amapá e o Maranhão registraram cerca de 303 espécies pertencentes a 23 ordens e 86 famílias, as quais estão distribuídas entre duas subáreas principais: a região das reentrâncias maranhenses-paraenses e a região entre o estuário Amazônico e a costa do Amapá (Camargo & Isaac 2001). Apesar de inventários de ictiofauna estarem disponíveis para alguns estuários Amazônicos, como os dos rios Curuçá (Giarrizzo & Krumme 2007) e Caeté (Barletta et al. 2003) e das baías de Marajó (Barthem 1985) e Guajará (Viana et al. 2010), vários complexos estuarinos dessa região ainda permanecem pouco ou totalmente desconhecidos. Neste sentido, o presente trabalho apresenta um inventário ictiofaunístico dos estuários e da região litorânea dos municípios de São Caetano de Odivelas e Vigia, Pará, os quais abrigam espécies de peixes marinhos e de água doce importantes do ponto de vista ecológico e pesqueiro.

Material e Métodos

A área de estudo foi a região dos municípios de São Caetano de Odivelas e Vigia, no estado do Pará (Figura 1). O clima da região é equatorial amazônico do tipo Am, segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 26 °C e as precipitações pluviométricas são maiores entre janeiro a junho, diminuindo entre julho e dezembro (Rayol 2002). Os municípios são atravessados por vários rios orientados no sentido Sul-Norte que deságuam diretamente no Oceano Atlântico.

A distribuição das amostragens foi feita de forma a cobrir diferentes ambientes em uma parcela representativa do gradiente de salinidade. Para isso, foi amostrada a região mais interna do estuário, caracterizada por ambientes florestados (mangue-branco e mangue-vermelho) e mais sujeita a oscilações de salinidade, bem como a região caracterizada por exposição maior às correntes e com maior variação do tipo de substrato (fácies lamosas a areno-lamosas). Foram efetuadas duas campanhas de amostragem em 2003, com duração de quatro dias cada, a primeira no final da estação chuvosa, denominada inverno (junho), com oito amostras (cada lance de pesca representou uma amostra) e a segunda no final da estação seca, denominada verão (dezembro), na qual foram realizadas nove amostras (Figura 1).

Para a realização das amostragens foi utilizada uma embarcação local empregada na pesca artesanal, com emprego de várias artes de pesca. Duas redes de espera com malha de 30 mm e 40 mm entre nós opostos, ambas com 25 m de comprimento e 2 m de altura, foram colocadas à deriva por entre 100 e 120 minutos. Uma rede de espera de malha 30 mm entre nós foi utilizada para a tapagem de igarapé, tendo permanecido submersa e fixada com estacas de madeiras durante um ciclo de maré. Este mesmo procedimento foi empregado com um puçá de camarão com tamanho de malha de 7 mm entre nós, 3 m de comprimento e 2 m de altura. Nas áreas mais abertas, em ambientes praiais de substrato arenoso, a ictiofauna capturada em currais de pescadores artesanais também foi amostrada. Uma rede de arrasto de praia com 12 × 1,5 m e malha de 10 mm entre nós foi utilizada em um ambiente de mangue. Pescarias com linha de mão também foram empregadas, utilizando-se anzóis de números 12, 15 e 19 (anzóis de pequeno comprimento total). Uma tarrafa com 3,0 m de diâmetro e malha 25 mm entre nós foi empregada para a captura de cardumes de engraulídeos em águas abertas. As redes de emalhar, currais, tarrafa e linhas de mão foram utilizadas em ambos os períodos de coletas. Amostras com puçá de camarão e tapagem de igarapé foram efetuadas somente no verão, enquanto que a rede de arrasto de praia foi utilizada apenas no inverno.

A curva de acumulação de espécies (Magurran 2004) não atingiu uma assíntota, indicando que a amostragem não foi exaustiva. Assim, a riqueza de espécies foi estimada com um método não paramétrico de estimativa por extrapolação (Chao 1984), selecionado dada à sua adequabilidade nas situações de pequenas amostras e disponibilidade de dados quantitativos (Colwell & Coddington 1994, Magurran 2004). O índice e os desvios padrão das estimativas foram calculados utilizando a equação analítica proposta por Colwell et al. (2004), através do programa EstimateS v.8 (Colwell 2009).

Após as capturas, os peixes foram triados a bordo e preservados em gelo ou formol a 10%. O material foi identificado em nível de espécie através chaves dicotômicas (Cervigón 1991, 1993, 1994, 1996, FAO 1992, Cervigón et al. 1992), estando listado de acordo com Nelson (1994) e Froese & Pauly (2007). Exemplares-testemunho preservados em álcool 70% estão depositados no Laboratório de Dinâmica, Avaliação e Manejo de Recursos Pesqueiros (DIAMAR) da Universidade Federal do Pará. Informações quanto à tolerância à variação de salinidade e hábitos de cada espécie foram obtidas em Camargo & Isaac (2001), Krumme et al. (2004) e Froese & Pauly (2007).

Resultados

Um total de 1.689 indivíduos foi coletado, resultando no registro de 58 espécies distribuídas em 23 famílias. A riqueza estimada por extrapolação (64 espécies) foi superior quando comparada à riqueza observada (Sobs) (Figura 2), embora a estimativa sugira que uma grande parcela das espécies tenha sido efetivamente amostrada através das coletas (91%).

As ordens Perciformes (25 espécies), Siluriformes (dez espécies) e Clupeiformes (dez espécies) foram os grupos com maior riqueza, compreendendo 73,8% das espécies (Tabela 1). Deste total, cerca de 36% das espécies têm importância comercial no estado do Pará. As quatro espécies mais abundantes, em número de indivíduos, corresponderam a 65% do total de indivíduos capturados: *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829), *Mugil gaimardianus* Desmarest, 1831*, Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider 1801) e *Colomesus psittacus* (Bloch & Schneider 1801).Verificou-se que 33% das espécies capturadas ocorreram em ambos períodos, enquanto 34% ocorreram exclusivamente no verão e 31% apenas no inverno (Tabela 1).

Das 58 espécies registradas, 24% são pelágicas, 50% são demersais e as demais têm hábitos pelágico-demersais (Tabela 1). Dentre 53 espécies cuja tolerância das variações de salinidade foi determinada, 14% são de origem límnica, enquanto 62% são costeiro-marinhas. As demais espécies são verdadeiramente eurialinas, com ampla distribuição nos estuários (Tabela 1).

Discussão

Em estuários, onde as diferenças nos fatores ambientais são agudas, as alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas resultam num pronunciado estresse ambiental que pode estar relacionado com sua baixa diversidade quando comparados com

outros sistemas aquáticos menos variantes (Kennish 1986). Um total de 58 espécies foi registrado na área de estudo, com predominância das ordens Perciformes, Siluriformes e Clupeiformes. Considerando outros levantamentos de ictiofauna estuarina no Pará, essa riqueza de espécies é similar àquela conhecida nos estuários do Rio Curuçá [65 espécies, Giarrizzo & Krumme (2007)] e Rio Caeté [49 espécies, Barletta et al. (2003)], sendo superior ao número de espécies registradas no estuário da Baía de Guajará [40 espécies, Viana et al. (2010)]. As diferenças observadas nos diversos levantamentos ictiofaunísticos do estuário Amazônico é um reflexo da variabilidade nas propriedades físico-químicas da água, hidrodinâmica e características do sedimento, entre outros fatores. Adicionalmente, essa heterogeneidade pode também estar relacionada com artifícios dos métodos e do esforço amostral dissimilar.

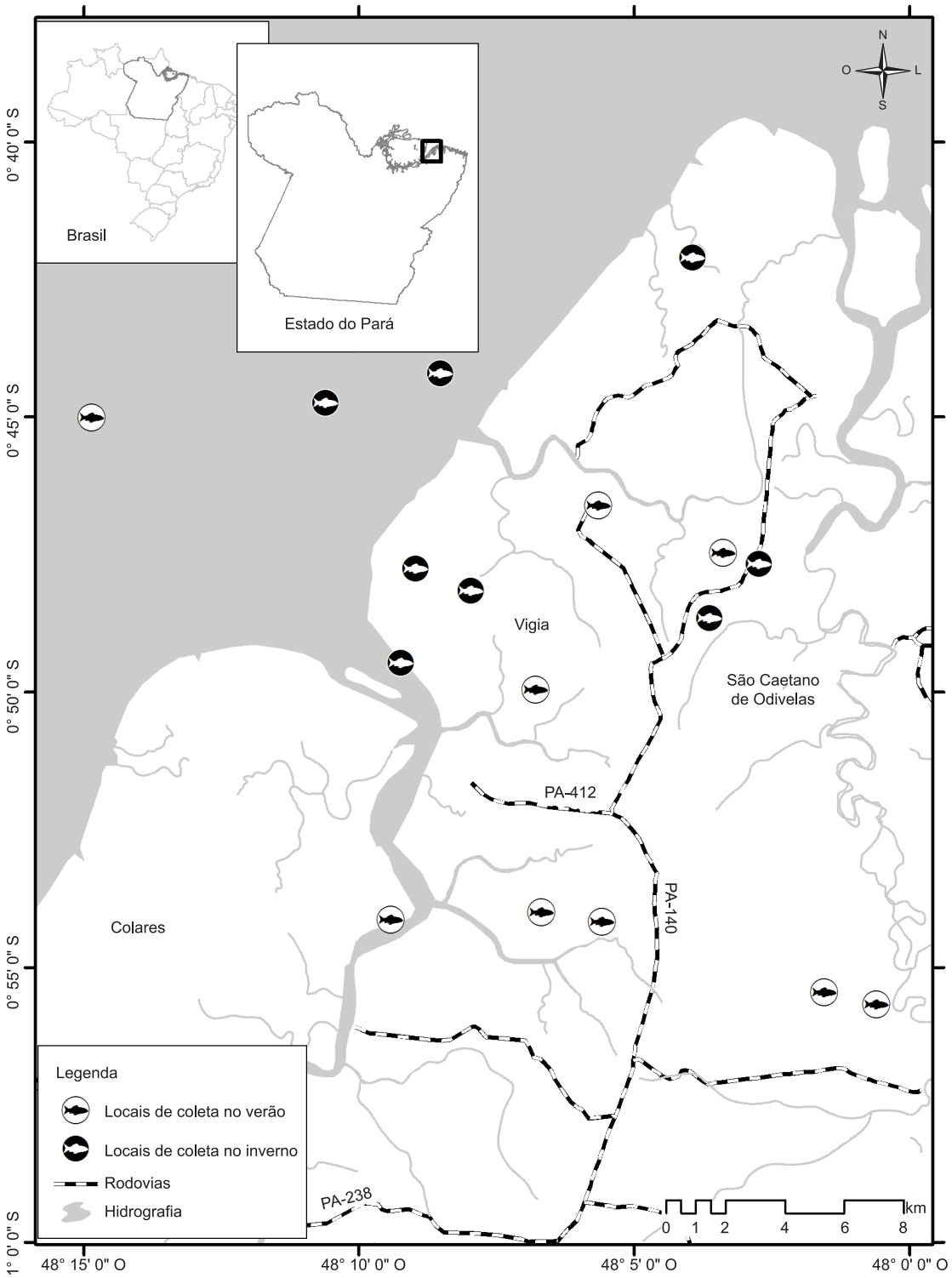


Figura 1. Área de estudo na 1ª (inverno) e 2ª campanhas (verão). Mapa elaborado a partir da base de dados da CPRM (CPRM, 2008).

Figure 1. Study area in the 1st (winter) and 2nd cruises (summer). Map created from the CPRM (CPRM, 2008) database.

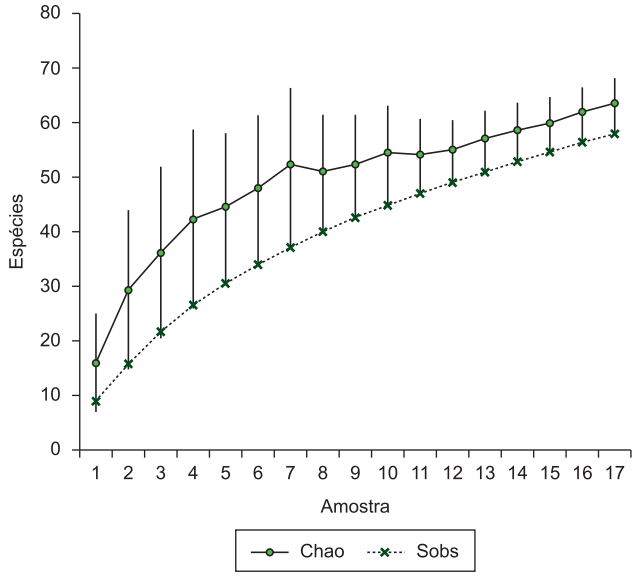


Figura 2. Curva de acumulação de espécies do estuário de São Caetano de Odivelas e Vigia (Sobs) e curva de estimativa de riqueza por extrapolação (Chao). Barras representam o desvio padrão das estimativas Chao.

Figure 2. Species accumulation curve of the estuary of São Caetano de Odivelas and Vigia (Sobs) and species richness estimator (Chao). Bars represent the standard deviation of estimates Chao.

A região estuarina amazônica apresenta uma hidrodinâmica considerável, com grandes variações espaciais e temporais em sua estrutura hidrográfica (Geyer at al. 1991). Estuários com maior estabilidade hídrica e elevadas salinidades são mais favoráveis à exploração por um maior número de espécies de peixes (Nicolas et al. 2010, Thiel et al. 2003). A baía de Guajará, por exemplo, com elevada hidrodinâmica e baixa salinidade (< 1), apresenta menor riqueza (Viana et al. 2010) quando comparada com outros estuários Amazônicos (Barletta et al. 2003, Krumme et al. 2004, Giarrizo & Krumme 2007). Essa baixa riqueza de espécies também pode também estar relacionada com a composição e instabilidade do sedimento (Elliott & McLusky 2002).

São poucas as espécies que passam todo seu ciclo de vida em ambientes estuarinos (Camargo & Isaac 2001). A maior parte das espécies de peixes encontradas em estuários é visitante e utiliza esse ambiente apenas em determinados momentos, especialmente como área de reprodução, berçário e alimentação. Os estuários apresentam elevada disponibilidade de alimento e refúgio, em função de sua complexidade estrutural, baixas profundidades, elevada turbidez e alta produtividade (Knox 1986, Kennish 1986, Valesini et al. 1997, Spach et al. 2003, Harrison & Whitfield 2004, Mafalda Junior et al. 2004). Nos estuários onde há maior influência da água salgada e os valores médios de salinidade são mais elevados, o número de espécies dulcícolas que suportam águas salobras e que entram nos estuários apenas eventualmente é menor, como observados nos estuário dos rios Curuçá e Caeté, onde a salinidade variou entre 6 – 41 e 6 – 35,

Tabela 1. Lista de espécies, número de indivíduos (N) e distribuição em relação a estação (I = Inverno e V = Verão), ambiente preferencial (L = Límnico; E = Estuarino; C = Costeiro/Marinho) e hábitat (D = Demersal; P = Pelágico). * Salinidade média: 12,9. ** Salinidade média: 21.

Table 1. List of species, number of individuals (N) and distribution in relation to season (I e V = winter and summer), preferred environmental (L = Límnico; E = Estuarine; C = Coastal/Marine) and habitat (D = Demersal; P= Pelagic). * Mean salinity: 12.9. ** Mean salinity: 21.

Ordem/Família/Espécie	Fr (N)	Estação		Tipo de ambiente preferencial			Habitat	
		I*	V**	L	E	C	D	P
CLUPEIFORMES								
Engraulidae								
Anchovia clupeoides (Swainson, 1839)	3	-	X	-	X	X	X	X
Anchoa hepsetus (Linnaeus, 1758)	5	-	X	X	X	X	-	X
Cetengraulis edentulus (Cuvier, 1829)	715	X	X	-	X	X	-	X
Lycengraulis batesii (Günther, 1868)	12	X	-	X	X	-	-	X
Lycengraulis grossidens Agassiz, 1829	63	-	X	X	X	X	-	X
Pterengraulis atherinoides Linnaeus, 1766	2	-	X	X	X	-	-	X
Clupeidae								
Opisthonema oglinum Lesueur, 1818	1	-	X	-	X	X	-	X
Pellona sp.	2	-	X	-	X	-	-	
Sardinella janeiro (Eigenmann, 1894)	7	X	-	-	X	X	-	X
Pristigasteridae								
Odontognathus mucronatus Lacepéde, 1800	2	-	X	X	X	X	-	X
SILURIFORMES								
Ariidae								
Aspistor quadriscutis (Valenciennes, 1840)	6	X	-	-	X	X	X	X
Amphiarius phrygiatus (Valenciennes, 1840)	3	X	-	-	X	X	X	-
Sciades couma (Valenciennes, 1840)	39	X	X	X	X	X	X	-
Sciades proops (Valenciennes, 1840)	3	-	X	-	X	X	X	-
Arius sp.	1	X	-	-	X	-	-	-
Bagre bagre (Linnaeus, 1766)	24	X	X	-	X	X	X	-

Tabela 1. Continuação...

Ordem/Família/Espécie	Fr (N)	Estação		Tipo de ambiente preferencial		Habitat		
		I*	V**	L	E	C	D	P
Cathorops spixii (Agassiz, 1829)	28	X	X	-	X	X	X	-
Auchenipteridae								
Pseudauchenipterus nodosus (Bloch, 1794)	22	-	X	X	X	-	X	-
BATRACHOIDIFORMES								
Batrachoididae								
Batrachoides surinamensis Bloch & Schneider, 1801	12	X	X	-	X	X	X	-
Talassophryne maculosa Günther, 1861	2	X	X	-	X	X	X	-
MUGILIFORMES								
Mugilidae								
Mugil cephalus Linnaeus, 1758	9	X	-	X	X	X	X	X
Mugil gaimardianus Desmarest, 1831	161	X	-	X	X	-	-	-
Mugil incilis Hancock, 1830	16	X	-	-	X	X	X	-
Mugil sp.1	91	X	X	-	X	-	-	-
BELONIFORMES								
Belonidae								
Strongylura timucu (Walbaum, 1792)	4	X	-	X	X	X	-	X
Hemirhanphidae								
Hemiramphus brasiliensis (Linnaeus, 1758)	2	-	X	-	X	X	X	-
CYPRINODONTIFORMES								
Anablepidae								
Anableps anableps (Linnaeus, 1758)	17	X	X	X	X	-	X	-
PERCIFORMES								
Echeneidae (Echeneididae)								
Echeneis naucrates Linnaeus, 1758	1	X	-	-	X	X	-	-
Carangidae								
Caranx hippos (Linnaeus, 1766)	1	X	-	X	X	X	-	X
Chloroscombrus chrysurus (Linnaeus, 1766)	34	-	X	-	X	X	-	X
Oligoplites palometa (Cuvier, 1832)	22	X	X	X	X	X	-	X
Selene vomer (Linnaeus, 1758)	5	X	X	-	X	X	X	-
Trachinotus cayennensis Cuvier, 1832	12	X	-	-	X	X	X	-
Trachinotus carolinus (Linnaeus, 1766)	2	-	X	-	X	X	X	X
Gerreidae								
Gerres cinereus (Walbaum, 1792)	1	-	X	-	X	X	-	X
Haemulidae (Pomadasyidae)								
*Conodon nobilis (*Linnaeus, 1758)	4	-	X	-	X	X	X	-
Genyatremus luteus (Bloch, 1795)	14	X	X	-	X	X	X	-
Sciaenidae								
Cynoscion acoupa (Lacepède, 1801)	26	X	X	X	X	X	X	-
Cynoscion leiarchus (Cuvier, 1830)	9	X	X	-	X	X	X	-
Cynoscion microlepidotus (Cuvier, 1830)	6	X	-	-	X	X	X	-
Macrodon ancylodon (Bloch & Schneider, 1801)	111	X	X	-	X	X	X	-
Menticirrhus americanus (Linnaeus, 1758)	2	-	X	X	X	X	X	-
Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823)	12	X	X	X	X	X	X	-
Plagioscion auratus (Castelnau, 1855)	2	-	X	X	X	-	X	X
Stellifer microps (Steindachner, 1864)	1	-	X	X	X	X	X	-
Stellifer rastrifer (Jordan, 1889)	10	-	X	X	X	X	X	-
Stellifer sp.1	4	-	X	-	X	-	-	-

Tabela 1. Continuação...

Ordem/Família/Espécie	Fr (N)	Estação		Tipo de ambiente preferencial		Habitat		
		I*	V**	L	E	C	D	P
Stellifer sp.2	1	-	X	-	X	-	-	-
Stromateidae								
Peprilus paru (Linnaeus, 1758)	8	X	X	-	X	X	X	X
Gobiidae								
Gobioides broussonneti Lacepéde, 1800	1	X	-	X	X	X	X	-
Trichiuridae								
Trichiurus lepturus Linnaeus, 1758	2	X	-	-	X	X	X	X
Scombridae								
Scomberomorus brasiliensis Collete, Russo & Zavala-Camin, 1978	19	X	-	-	X	X	-	X
PLEURONECTIFORMES								
Achiridae								
Achirus achirus (Linnaeus, 1758)	4	X	X	X	X	X	X	-
Achirus lineatus (Linnaeus, 1758)	1	X	-	-	X	X	X	-
Bothidae								
Citharichthys spilopterus Gunther, 1862	3	X	X	X	X	X	X	-
Cynoglossidae								
Symphurus plagusia (Bloch & Schneider, 1801)	1	X	-	-	X	X	X	-
TETRAODONTIFORMES								
Tetraodontidae								
Colomesus psittacus (Bloch & Schneider, 1801)	103	X	X	X	X	X	X	-
Sphoeroides testudineus Linnaeus, 1758	15	X	X	-	X	X	X	-

respectivamente (Barletta et al. 2003, Giarrizzo & Krumme 2007). No presente estudo também foi registrada uma riqueza de espécies alta, com predomínio de espécies costeiras/marinhas em águas de salinidade relativamente elevada (média de 17). Adicionalmente, dado o predomínio de espécies demersais em águas pouco profundas da plataforma continental do estuário amazônico, onde a cadeia detritívora apresenta um grande número de espécies e elevada biomassa (Torres 1999), se destacaram neste estudo, espécies de hábito demersal.

Este trabalho supre uma lacuna geográfica importante no conhecimento da ictiofauna estuarina Amazônica. O inventariamento das espécies e o reconhecimento dos principais fatores que influenciam sua distribuição é uma etapa fundamental para o conhecimento da estrutura e do funcionamento dinâmico desses sistemas, dos quais as populações locais dependem fortemente como fonte de proteína e renda (Barletta & Costa 2009, Costa et al. 2009).

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa Integrado de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão (PROINT-UFPA), ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC-UFPA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de pesquisa ao terceiro autor (Proc. 302280/2007-3). Ronaldo Santos colaborou na triagem e identificação das espécies.

Referências Bibliográficas

BARLETTA, M. & COSTA, M.F. 2009. Living and nonliving resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. J. Coast. Res. 56:371-375.

BARLETTA, M., BARLETTA-BERGAN, A., SAINT-PAUL, U. & HUBOLD, G. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). Mar. Ecol. Prog. Ser. 256:217-228. http://dx.doi.org/10.3354/meps256217

BARTHEM, R.B. 1985. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da baía de Marajó, estuário amazônico. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, ser. Zool. 2(1):49-69.

CAMARGO, M. & ISAAC, V. 2001 Os peixes estuarinos da região norte do Brasil: lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, ser. Zool. 17(2):133-157.

CERVIGÓN, F. 1991. Los peces marinos de Venezuela. Fundación cientifica Los Roques, Caracas, v,1.

CERVIGÓN, F. 1993. Los peces marinos de Venezuela. Fundación cientifica Los Roques, Caracas, v.2.

CERVIGÓN, F. 1994. Los peces marinos de Venezuela. Fundación cientifica Los Roques, Caracas, v.3.

CERVIGÓN, F. 1996. Los peces marinos de Venezuela. Fundación cientifica Los Roques, Caracas, v.4.

CERVIGÓN, F., CIPRIANI, R., FISCHER, W., GARIBALDI, L., HENDRICKX, M., LEMUS, A.J., MÁRQUEZ, R., POUTIERS, J.M., ROBIANA, G. & RODRIGUEZ, B. 1992. Fichas FAO de identification de especies para los fines de la pesca: Especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de sur America. FAO, Roma.

CHAO, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. Scand. J. Statist. 11:265-270.

COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. In Biodiversity, measurement and estimation (D.L. Hawksworth, ed.). Chapman and Hall, New York, p.101-118. http://dx.doi.org/10.1890/03-0557

COLWELL, R.K., MAO, C.X. & CHANG, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. Ecology. 85:2717-2727.

COLWELL, R.K. 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. v. 8.2. http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS. http://purl.oclc.org/estimates (último acesso em 31/05/2011).

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM. 2008. Geologia e recursos minerais do estado do Pará: Sistema de informações geográficas - SIG: texto explicativo dos mapas geológicos e tectônicos e de recursos minerais do estado do Pará. Escala 1:1.000.000. CPRM, Belém.

COSTA, M.F., BARBOSA, S.C.T., BARLETTA, M., DANTAS, D.V., KEHRIG, H.A., SEIXAS, T.G. & MALM, O. 2009. Differences in Mercury accumulation in *Trichiurus lepturus* (cutlassfish) in relation to length, weight and season. Environ. Sci. Pollut. R. 16:423-430. PMid:19290559. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-009-0120-x

ELLIOTT, M. & McLUSKY, D.S. 2002. The need for definitions in understanding Estuaries. Estuar. Coast. Shelf Sci. 55:815-827. http://dx.doi.org/10.1006/ecss.2002.1031

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. 1992. Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional del Sur America. NORAD, Roma.

FROESE, R. & PAULY, D. 2007. FishBase. http://www.fishbase.org

GEYER, W.R., BEARDSLEY, R.C., CANDELA, J., CASTRO, B.M., LEGECKIS, R.V., LENTZ, S.J., LIMEBURNER, R., MIRANDA, L.B. & TROWBRIDGE, J.H. 1991. The physical oceanography of the Amazon outflow. Oceanography. 4:8-15.

GIARRIZZO, T. & KRUMME, U. 2007 Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá Estuary, North Brazil. Bull. Mar. Sci. 80:739-754.

HAIMOVICI, M. & KLIPPEL, S. 1999. Diagnóstico da Biodiversidade dos Peixes Teleósteos Demersais Marinhos e Estuarinos do Brasil. PROBIO/Fundação Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande.

HARRISON, T.D. & WHITFIELD, A.K. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. J. Fish Biol. 65:683-710. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00477.x

KENNISH, M.J. 1986. Ecology of estuaries. CRC PRESS, Flórida, v. 2: Biological Aspects.

KNOX, G.A. 1986. Estuarine Ecosystems: a Systems Approach. CRC Press, Florida.

KRUMME, U., SAINT-PAUL, U. & ROSENTHAL, H. 2004. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. Aquat. Living Resourc. 17:215-229. http://dx.doi.org/10.1051/alr:2004019

MAFALDA JUNIOR, P.O., SINQUE, C., MUELBERT, J.H. & SOUZA, C.S. 2004. Distribuição e abundância do Ictioplâncton na costa Norte da Bahia, Brasil. Trop. Ocean. 32(1):69-88.

MAGURRAN, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford.

MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M. & BJÖRN, K. 2002 Princípios de oceanografia física de estuários. Ed. Universidade de São Paulo, São Paulo.

NELSON, J.S. 1994. Fishes of the world. John Wiley & Sons, Canada.

NICOLAS, D., LOBRY, J., LEPAPE, O. & BOËT, P. 2010. Functional diversity in European estuaries: Relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. Estuar. Coast. Shelf Sci. 88:329-338. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2010.04.010

RAYOL, A.C.D. 2002. Estudo geoeconômico e ambiental dos recursos minerais dos municípios da Vigia, São Caetano de Odivelas e Colares. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Pará, Belém.

SPACH, H. L., SANTOS, C. & GODEFROID, R.S. 2003. Padrões temporais nas assembléias de peixes na Gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. Rev. Brasil. Zool. 20(4):591-600.

THIEL, R., CABRAL, H. & COSTA, M.J., 2003. Composition, temporal changes and ecological guild classification of the ichthyofaunas of large European estuaries-a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). J. Appl. Ichthyol. 19:330-342. http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0426.2003.00474.x

TORRES, M.F. 1999. Variação sazonal e espacial da estrutura de comunidades dos peixes demersais da região de foz dos rios Amazonas e Tocantins - PA (0° 10'S - 2° 30' N; 47° 50' O - 50° 30' O) - Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará, Belém.

VALESINI, F.J., POTTER, I.C., PLATELL, M.E. & HYNDES, G.A. 1997. Ichthyofauna of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes. Mar. Biol. 128:317-328. http://dx.doi.org/10.1007/s002270050097

VIANA, A.P., LUCENA FRÉDOU, F., FRÉDOU, T., TORRES, M.F. & BORDALO, A.O. 2010. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon estuary. J. Fish Biol. 76(3):467-486. PMid:20666891. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02487.x

WHITFIELD, K.A. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. Rev. Fish Biol. Fish. 9:151-186. http://dx.doi.org/10.1023/A:1008994405375

Recebido em 24/09/2010
Versão reformulada recebida em 03/06/2011
Publicado em 29/06/2011

Insect galls from Serra dos Pireneus, GO, Brazil

***Walter Santos de Araújo*[1,2,4]*, Benedito Baptista dos Santos*[2] *& Vera Lúcia Gomes-Klein*[3]**

[1]Departamento de Ecologia, Instituto de Pesquisas Ambientais e Ações Conservacionistas, CEP 74025-020, Centro, Goiânia, GO, Brazil
[2]Laboratório de Entomologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás - UFG, Campus Samambaia, CP 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO, Brazil
[3]Laboratório de Morfologia e Taxonomia Vegetal, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás - UFG, Campus Samambaia, CP131, CEP 74001-970, Goiânia, GO, Brazil
[4]Autor para correspondência: Walter Santos de Araújo, e-mail: walterbioaraujo@yahoo.com.br

ARAÚJO, W.S., SANTOS, B.B. & GOMES-KLEIN, V.L. **Insect galls from Serra dos Pireneus, GO, Brazil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn03211022011

Abstract: In this study we recorded the occurrence of insect galls, inductors and parasitoids in plants of several physiognomies of Brazilian Cerrado in the Serra dos Pireneus, Goiás State, Brazil. We found 62 morphotypes of gall on 28 botanical families, comprising 44 genera and 51 species. The plant families that showed the greatest richness of galls were Fabaceae, with eight morphotypes, and Styracaceae with six. *Styrax pohlii* (Styracaceae) was the host plant species with the greatest gall richness, featuring five morphotypes. Most of galls occurred on the leaves (82.6%), 45.1% in vegetation of typical savanna and 35.4% in rocky savanna. Dipteran, Hemipteran and Lepidopteran galls were found, being 50.9% of them induced by Cecidomyiidae (Diptera). Several parasitoids were obtained, Eulophidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) was the most representative group (occurring in approximately 40% of the galls). Nine species of plants were recorded for the first time in the Neotropical as host of gallers.
Keywords*: Cecidomyiidae, gall makers, host plants, parasitoids.*

ARAÚJO, W.S., SANTOS, B.B. & GOMES-KLEIN, V.L. **Galhas de insetos da Serra dos Pireneus, GO, Brasil**. Biota Neotrop. 11(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?article+bn03211022011

Resumo: Neste estudo, registramos a ocorrência de galhas, galhadores e parasitóides em plantas de várias fitofisionomias de Cerrado na Serra dos Pireneus, Estado de Goiás, Brasil. Foram encontrados 62 morfotipos de galhas em 28 famílias botânicas, compreendendo 44 gêneros e 51 espécies. As famílias botânicas que apresentaram maior riqueza de galhas foram Fabaceae, com oito morfotipos e Styracaceae com seis. *Styrax pohlii* (Styracaceae) foi a espécie de planta hospedeira mais rica em galhas, apresentando cinco morfotipos. A maioria das galhas ocorreu nas folhas (82,6%) e em fitofisionomias de cerrado típico (45,1%) e cerrado rupestre (35,4%). Galhas de Diptera, Hemiptera e Lepidoptera foram encontradas, sendo 50,9% induzidas por Cecidomyiidae (Diptera). Vários parasitóides obtidos, dentre eles, Eulophidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) foram foi o grupo mais representativo (ocorrendo em aproximadamente 40% das galhas). Nove espécies de plantas são registradas pela primeira vez na região Neotropical como hospedeiras de galhadores.
Palavras-chaves*: Cecidomyiidae, insetos galhadores, plantas hospedeiras, parasitóides.*

Introduction

The gall formation on plants is characterized by abnormal growth of plant tissues by cell hypertrophy and hyperplasia (Mani 1964, Price 2005). These galls are the most sophisticated herbivore interactions of nature (Shorthouse et al. 2005). The gall-inducing insects have the ability to manipulate the development of plant tissue and promote its growth (Stone & Schönrogge 2003) and the development of these structures has been an adaptive strategy of many insects for their food and even protection against predators (Mani 1964, Stone & Schönrogge 2003).

Although they represent great benefits to insects, galls can cause severe damage to the host plant (Gallo et al. 1988). Usually, galling insects are associated with the conducting tissues drawing water and nutrients, causing deficiencies to the plant, compromising their development and reproduction (Butignol & Pedrosa-Macedo 2003). In some crops, some gall-midges (Cecidomyiidae: Diptera) can cause economic damage, as *Jatrophobia brasiliensis* (Rubsaamen, 1907) that forms galls on the upper surface of leaves of cassava, deforming them and hindering the normal development of the plant and *Contarinia sorghicola* (Coquillett, 1898) whose larvae feed on the floral ovary preventing the development of grain sorghum, and the considerable damage, where the panicles are fine and there are no grains formed (Nakano et al. 1981).

The early works on galls in Brazil date to the beginning of last century with Tavares (1906, 1917). However, since the late 1980s a series of inventory of galls has been developed in the Southeast (Fernandes et al. 1988, Fernandes et al. 1997, Maia 2001, Urso-Guimarães et al. 2003, Maia & Fernandes 2004, Oliveira & Maia 2004, Maia et al. 2008, Carneiro et al. 2009, Bregonci et al. 2010), South (Dalbem & Mendonça 2006), North (Julião et al. 2005), and Northeast (Fernandes et al. 2009) of the country. In the Midwest, specifically in the State of Goiás, ecological studies of galling (Araújo & Santos 2008, Araújo & Santos 2009a, b) and inventories of galls and host plants (Araújo et al. 2007, Santos et al. 2010) are more recent. In this paper, we report the morphotypes of galls, gall-inducing insects and host plants from Serra dos Pireneus, Goiás, Brazil.

Material and Methods

The study was conducted at Parque Estadual da Serra dos Pireneus (S 15° 48'; W 48º 52') located in the municipalities of Pirenópolis, Corumbá de Goiás and Cocalzinho of Goiás, about 18 km of Pirenópolis, Midwest of Brazil (Figure 1). The park area covers 2833.26 ha and includes regions of typical savanna ("cerrado *sensu stricto*"), rocky savanna ("cerrado rupestre"), gallery forest ("mata de galleria") and stational semidecidual forest ("mata estacional semidecidual"). The climate according to Köppen's classification is Aw with a dry season (April to September) and a rainy season (October to March) well defined.

Quarterly expeditions were conducted for the study area between August 2006 and July 2008. Surveys were conducted in different vegetation physiognomies and all plants with galls were sampled. Fragments of organs attacked and also samples of plant reproductive materials were collected to obtain the gall-inducing insects and identification of the host plant, respectively. When possible, the identification of plant species was done on site.

The collected galls were taken to the Entomology Laboratory of the Universidade Federal de Goiás (UFG) and packed in plastic container with moistened paper. Observations were made daily until emergence of insects. As they emerged, the bugs were fixed in 70% alcohol for further identification. After that, we analyzed the external characteristics of galls, such as colour, pubescence, leaf surface (adaxial or abaxial leaf) and internal ones (number of chamber and dwellers). The insects were identified in orders and families, using entomological keys (Triplehorn & Johnson 2005). The galling insects and parasitoids are fixed in 70% alcohol and deposited in the Entomology Laboratory of UFG.

The identification of the plants was made by comparison with the collections of UFG, herbarium, literature, as well as consultation with specialists. We followed the APG II classification system for all plant identifications (Souza & Lorenzi 2005). The botanical material was cataloged and stored in the Laboratory of Morphology and Plant Taxonomy of UFG.

Results

We found 62 gall morphotypes, distributed on 28 botanical families comprising 44 genera and 51 species (Table 1). The plant families that showed the greatest richness of galls were Fabaceae, with eight morphotypes, Styracaceae with six, Malpighiaceae with five, Euphorbiaceae and Vochysiaceae with four, Melastomataceae, Myrtaceae and Sapotaceae with three morphotypes. The remaining families had one or two gall morphotypes each (Table 1).

Gall morphotypes and their characteristics are listed in Table 2. *Styrax* L. (Styracaceae) and *Qualea* Aubl. (Vochysiaceae) were the richest genera in number of gall morphotypes (six and four, respectively). *Styrax pohlii* A.DC. (Styracaceae) was the super host

Table 1. Correlation of gall morphotypes, insect taxa (insect gall inducers and parasitoids) and host plants per plant family in areas of Cerrado from Serra do Pireneus, Goiás, Brazil.

Botanical family	Number of plant species	Number of insect taxa	Number of gall morphotypes
Fabaceae	6	3	8
Styracaceae	2	2	6
Malpighiaceae	5	3	5
Euphorbiaceae	4	2	4
Vochysiaceae	2	1	4
Melastomataceae	3	4	3
Myrtaceae	3	4	3
Sapotaceae	2	1	3
Asteraceae	2	2	2
Bignoniaceae	2	1	2
Caryocaraceae	1	2	2
Clusiaceae	2	1	2
Dilleniaceae	1	3	2
Malvaceae	2	3	2
Anacardiaceae	1	1	1
Annonaceae	1	2	1
Apocynaceae	1	1	1
Burseraceae	1	-	1
Combretaceae	1	-	1
Ebenaceae	1	2	1
Erytroxylaceae	1	1	1
Loranthaceae	1	1	1
Ochnaceae	1	1	1
Piperaceae	1	2	1
Proteaceae	1	1	1
Rubiaceae	1	1	1
Sapindaceae	1	1	1
Smilacaceae	1	1	1
Total	51	47	62

Table 2. Host plant characteristics (family, species and habit) and morphology of the galls collected in the typical savanna (TS), rocky savanna (RS), gallery forest (GF) and stational semidecidual forest (SF) in the Serra dos Pireneus, Goiás, Brazil.

Host plant	Habit	Morphology					Vegetation
Family and species		Organ	Form	Color	Pubescence	Occurrence	
ANACARDIACEAE *Anacardium humile* A.St.-Hil.	Shrub	Leaf	Conical	Green	Glabrous	Isolated	TS, RS
ANNONACEAE *Annona coriacea* Mart.	Shrub	Leaf	Globoid	Green/Red	Glabrous	Isolated	TS
APOCYNACEAE *Aspidosperma tomentosum* Mart.	Shrub	Leaf	Discoid	Yellow	Glabrous	Isolated	RS
ASTERACEAE Asteraceae sp. 1	Shrub	Leaf	Globoid	Green	Hairy	Isolated	TS
Asteraceae sp. 2	Shrub	Leaf	Globoid	Green	Hairy	Isolated	TS
BIGNONIACEAE *Arrabidaea* sp.	Liana	Stem	Elipsoid	Green/White	Glabrous	Isolated	GF
Tabebuia sp.	Shrub	Leaf	Conical	Green/Yellow	Hairy	Isolated	RS
BURSERACEAE *Protium heptaphyllum* March.	Tree	Leaf	Conical	Green/Yellow	Glabrous	Isolated	SF
CARYOCARACEAE *Caryocar brasiliense* Camb.	Tree	Leaf	Globoid	Green	Hairy	Aggregate	TS
		Leaf	Globoid	Yellow	Glabrous	Isolated	TS
CLUSICEAE *Calophylum brasiliensis* Camb.	Tree	Leaf (adaxial)	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	GF
Clusia sp.	Shrub	Leaf (abaxial)	Amorphous	Red	Hairy	Isolated	TS
COMBRETACEAE *Terminalia argentea* Mart. & Zucc.	Tree	Leaf (abaxial)	Globoid	Brown	Hairy	Isolated	TS
DILLENIACEAE *Davilla elliptica* A.St.-Hil.	Shrub	Leaf	Discoid	Green	Hairy	Isolated	TS
		Stem	Elipsoid	Brown	Hairy	Aggregate	TS
EBENACEAE *Dyospirus burchellii* D.C.	Shrub	Stem	Globoid	Green	Hairy	Isolated	TS
ERYTHROXYLACEAE *Erythroxylum suberosum* A.St.-Hil.	Shrub	Vein	Globoid	Green	Hairy	Isolated	RS
EUPHORBIACEAE *Manihot* sp. 1	Herb	Leaf	Globoid	Red	Glabrous	Isolated	RS
Manihot sp. 2	Herb	Leaf	Globoid	Brown	Glabrous	Isolated	RS
Manihot sp. 3	Herb	Leaf	Globoid	Red	Hairy	Isolated	RS
Sebastiania sp.	Shrub	Petiole	Globoid	Green	Hairy	Isolated	RS
FABACEAE *Acosmium dasycarpum* (Vogel) Yakovlev	Shrub	Leaf	Discoid	Green	Glabrous	Isolated	RS
Anadenanthera peregrina (L.) Spreng.	Tree	Leaf	Globoid	Red	Glabrous	Isolated	GF, SF
Andira paniculata Benth.	Shrub	Leaf	Elipsoid	Green	Glabrous	Isolated	RS
		Leaf	Amorfa	Green	Glabrous	Isolated	RS
		Leaf	Discoid	Green	Glabrous	Isolated	RS
Bauhinia ungulata L.	Tree	Vein	Globoid	Red	Hairy	Isolated	SF
Bauhinia sp.	Shrub	Leaf (abaxial)	Discoid	Green	Glabrous	Isolated	RS
Hymenaea stignocarpa Mart. ex Hayne	Tree	Leaf	Discoid	Green	Glabrous	Isolated	TS, RS
LORANTHACEAE *Struthanthus* sp.	Epiphyte	Leaf	Discoid	Brown	Glabrous	Isolated	TS
MALPIGHIACEAE *Byrsonima pachyphylla* Griseb.	Shrub	Leaf	Conical	Green	Glabrous	Isolated	TS
Byrsonima guilleminiana Brad. & Mark.	Shrub	Leaf	Discoid	Yellow	Glabrous	Isolated	TS

Table 2. Continued...

Host plant	Habit	Morphology					Vegetation
Family and species		**Organ**	**Form**	**Color**	**Pubescence**	**Occurrence**	
Byrsonima sp.	Shrub	Leaf	Conical	Yellow	Glabrous	Isolated	TS
Malpighiaceae sp. 1	Shrub	Leaf	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	TS
Pterandra pyroidea A. Juss.	Shrub	Leaf	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	SF
MALVACEAE							
Pseudobombax longiflorum (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Tree	Leaf	Conical	Red	Glabrous	Isolated	TS
Sida micrantha A.St.-Hil	Herb	Leaf/Petiole/ Stem	Globoid	Yellow	Hairy	Isolated	TS
MELASTOMATACEAE							
Macairea radula (Bonpl.) DC.	Shrub	Leaf/Stem	Globoid	Yellow/Red	Hairy	Isolated	RS
Melastomataceae sp.	Shrub	Leaf	Globoid	Yellow	Hairy	Isolated	RS
Miconia albicans (Sw.) Triana	Shrub	Leaf	Globoid	Yellow	Glabrous	Isolated	SF
MYRTACEAE							
Eugenia punicifolia (Kunth) DC.	Herb	Leaf	Elipsoid	Green	Hairy	Aggregate	GF
Myrcia sp.	Tree	Leaf (abaxial)	Globoid	Brown	Glabrous	Isolated	GF
Psidium pohlianum O.Berg.	Shrub	Leaf	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	TS, RS
OCHNACEAE							
Ouratea hexasperma (A. St. Hil.) Baill.	Shrub	Leaf	Discoid	Yellow	Glabrous	Isolated	TS
PIPERACEAE							
Piper arboreum Aubl.	Shrub	Leaf	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	GF, SF
PROTEACEAE							
Roupala montana Aubl.	Shrub	Leaf	Globoid	Green/Red	Glabrous	Isolated	TS, RS
RUBIACEAE							
Palicourea rigida Kunt	Tree	Leaf	Globoid	Yellow	Hairy	Isolated	TS
SAPINDACEAE							
Serjania sp.	Liana	Vein	Elipsoid	Brown	Glabrous	Isolated	SF
SAPOTACEAE							
Micropholis sp.	Tree	Leaf	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	GF
		Stem	Globoid	Brown	Glabrous	Isolated	GF
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	Shrub	Stem	Elipsoid	Brown	Glabrous	Isolated	RS
SMILACACEAE							
Smilax sp.	Shrub	Leaf	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	TS
STYRACACEAE							
Styrax sp.	Shrub	Leaf	Globoid	Brown	Hairy	Isolated	TS
Styrax pohlii DC.	Tree	Leaf	Elipsoid	Green	Glabrous	Isolated	SF
		Leaf	Discoid	Green/ Purple	Glabrous	Isolated	SF
		Leaf	Discoid	Brown	Glabrous	Isolated	SF
		Stem	Globoid	Brown	Glabrous	Isolated	SF
		Stem	Elipsoid	Brown	Glabrous	Isolated	SF
VOCHYSIACEAE							
Qualea grandiflora Mart.	Tree	Leaf	Discoid	Green/Brown	Glabrous	Isolated	TS, RS
Qualea parviflora Mart.	Tree	Leaf	Globoid	Red	Hairy	Isolated	TS
		Leaf	Globoid	Green	Glabrous	Isolated	TS
		Leaf	Discoid	Green/Brown	Glabrous	Isolated	TS

plant species, featuring five morphotypes. *Andira paniculata* Benth. (Fabaceae) and *Qualea parviflora* Mart. (Vochysiaceae), had three morphotypes each and *Davilla elliptica* A.St.-Hill (Dilleniaceae), two. The remaining species had only one morphotype.

Most gall morphotypes were found in xeric environments, 28 occurred in typical savanna (45.1%) and 22 in rocky savanna (35.4%). In addition, there were 12 galls in stational semidecidual forest (19.3%) and eight in the gallery forest (12.9%) (Tables 2 and 3). The majority of the gall morphotypes was found 53.2% on shrubs, 33.8% on trees, 8.1% on herbs, 3.2% on lianas and 1.6% on epiphytes, as shown in Table 4.

Most galls occurred in the leaf surface (82.6%). Stem galls (11.2%) and less frequently vein galls (4.8%) and petiole gall (1.6%) were also found. All morphotypes occurred in only one plant organ, with the exception of galls on *Sida micrantha* A.St.-Hill. (Malvaceae) and *Macairea radula* (Bonpl.) DC. (Melastomataceae), which occurred in two organs (leaves and stems).

This is the first report of galls occurrence for the Neotropical region on the following species of host plants: *Davilla elliptica* A.St.-Hill. (Dilleniaceae), *Andira paniculata* Benth. (Fabaceae), *Byrsonima pachyphylla* Griseb. (Malpighiaceae), *Byrsonima guilleminiana* Brad. & Mark. (Malpighiaceae), *Pterandra pyroidea* A.Juss. (Malpighiaceae), *Pseudobombax longiflorum* (Mart. & Zucc.) A. Robyns (Malvaceae), *Psidium pohlianum* O.Brerg. (Myrtaceae), *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk. (Sapotaceae) and *Qualea grandiflora* Mart. (Vochysiaceae).

In this study we found gall-inducing insects belonging to Diptera (Cecidomyiidae), Hemiptera (Psyllidae) and Lepidoptera (Gelechiidae) (Table 5). The most common was Cecidomyiidae (Diptera), which induced galls on 26 plant species, representing 50.9% of the total. Galling of Lepidoptera and Hemiptera were also observed, being found in 9.8% and 5.8% of the plants, respectively.

Besides the gall makers, we obtained several parasitoids of five Hymenoptera families: Chalcididae, Encyrtidae, Eulophidae, Eupelmidae and Trichogrammatidae occurring in approximately 40% of galls (Table 6). Eulophidae was the most representative family (occurring in 19.6% of plants). In some species of plants, the parasitoids were found together with the galling (see Table 5). Already in 17.6% of plants were obtained only Hymenoptera, not observed any insect taxa galling (it is not known whether these Hymenoptera are parasitoids or galling agents.). Gall inducers or parasitoids were not obtained from 15.6% of the host plants (Table 6), possibly because the galls collected were already empty.

Discussion

Many inventories on the diversity of galls in the Cerrado indicate Fabaceae (Fernandes et al. 1997, Gonçalves-Alvim & Fernandes 2001, Maia & Fernandes 2004, Urso-Guimarães & Scareli-Santos 2006, Santos et al. 2010) and Asteraceae (Fernandes et al. 1996, Carneiro et al. 2009) as the most important host families. Similarly, in this study, Fabaceae was the most representative family, especially in the areas of Cerrado, both in savanna and in forest

Table 3. Correlation of gall morphotypes and vegetation physiognomy in the Serra dos Pireneus, Goiás, Brazil.

Vegetation physiognomy	Number of gall morphotypes
Typical savanna	28 (45,1%)
Rocky savanna	22 (35,4%)
Stational semidecidual forest	12 (19,3%)
Gallery forest	08 (12,9%)

The total represents more than 100% because some morphotypes occurred in more than one vegetation type.

Table 4. Correlation of gall morphotypes according to the habit of the host plant in the Serra dos Pireneus, Goiás, Brazil.

Habit	Number of gall morphotypes
Shrub	33 (53,2%)
Tree	21 (33,8%)
Herb	5 (8,1%)
Liana	2 (3,2%)
Epiphyte	1 (1,6%)

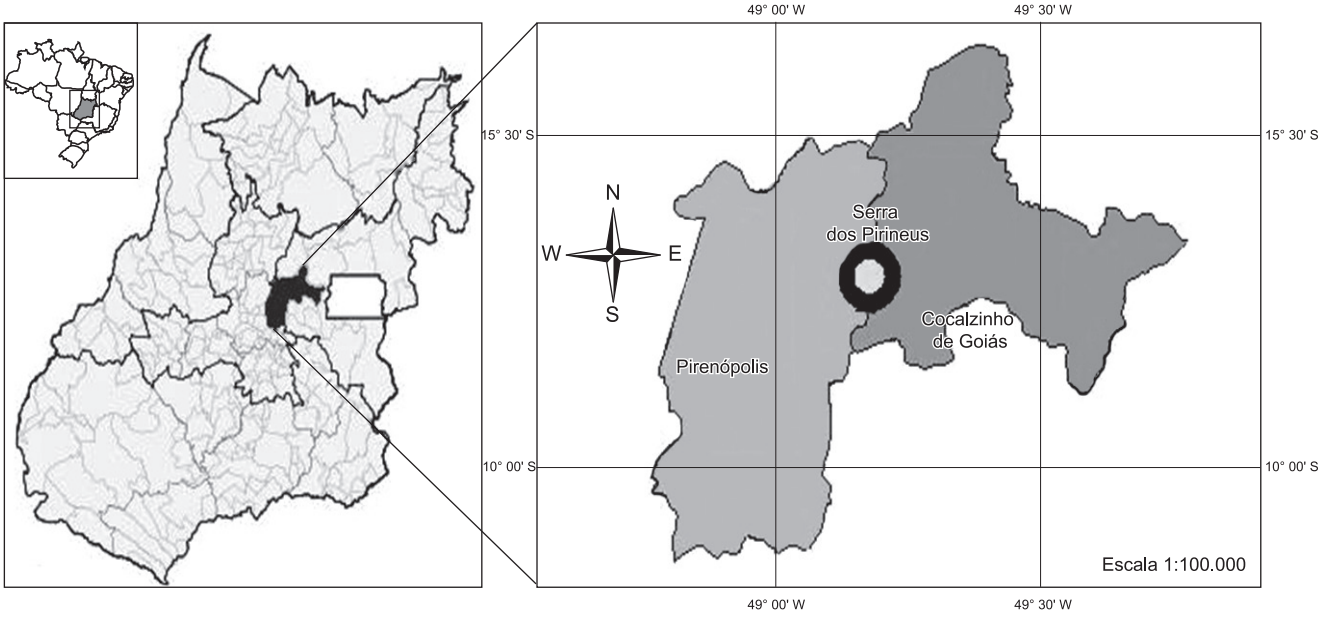


Figure 1. Localization of State Park of the Serra dos Pireneus in the municipalities of Pirenópolis, Corumbá de Goiás and Cocalzinho of Goiás, Midwest, Brazil.

Table 5. Occurrence of gall-inducing insects and parasitoids in observed plant species in areas of Cerrado from Serra dos Pireneus, Goiás, Brazil.

Host plant		Gall-inducing insects	Parasitoids insects
Family	**Species**		
ANACARDIACEAE	*Anacardium humile* A.St.-Hil.	Cecidomyiidae	-
ANNONACEAE	*Annona coriacea* Mart.	Cecidomyiidae	Eulophidae
APOCYNACEAE	*Aspidosperma tomentosum* Mart.	Hemiptera	-
ASTERACEAE	Asteraceae sp. 1	Cecidomyiidae	-
	Asteraceae sp. 2	Cecidomyiidae	Encyrtidae
BIGNONIACEAE	*Arrabidaea* sp.	Cecidomyiidae	-
	Tabebuia sp.	Cecidomyiidae	-
BURSERACEAE	*Protium heptaphyllum* March.	Indeterminate	-
CARYOCARACEAE	*Caryocar brasiliense* Camb.	Cecidomyiidae	-
CLUSIACEAE	*Calophylum brasiliensis* Camb.	Indeterminate	-
	Clusia sp.	Cecidomyiidae	-
COMBRETACEAE	*Terminalia argentea* Mart. & Zucc.	Indeterminate	-
DILLENIACEAE	*Davilla elliptica* A.St.-Hil.	Cecidomyiidae	Eulophidae
		Lepidoptera	-
EBENACEAE	*Dyospirus burchellii* D.C.	Lepidoptera	Hymenoptera
ERYTROXYLACEAE	*Erythroxylum suberosum* A.St.-Hil.	Cecidomyiidae	-
EUPHORBIACEAE	*Manihot* sp. 1	Cecidomyiidae	-
	Manihot sp. 2	Indeterminate	Eulophidae
	Manihot sp. 3	Cecidomyiidae	-
	Sebastiania sp.	Cecidomyiidae	Eulophidae
FABACEAE	*Acosmium dasycarpum* (Vogel) Yakovlev	Cecidomyiidae	-
	Anadenathera peregrina (L.) Spreng.	Indeterminate	-
	Andira paniculata Benth.	Cecidomyiidae	Encyrtidae
	Bauhinia ungulata L.	Cecidomyiidae	-
	Bauhinia sp.	Indeterminate	Eulophidae
	Hymenaea stygnocarpa (Mart) ex Hayne.	Cecidomyiidae	-
LORANTHACEAE	*Struthanthus* sp.	Indeterminate	Hymenoptera
MALPIGHIACEAE	*Byrsonima pachyphylla* (Sw.) DC	Cecidomyiidae	-
	Byrsonima guilleminiana Brad.& Mark.	Indeterminate	-
	Byrsonima sp.	Cecidomyiidae	Trichogrammatidae
	Malpighiaceae sp. 1	Cecidomyiidae	Eulophidae
	Pterandra pyroidea A. Juss.	Indeterminate	-
MALVACEAE	*Pseudobombax longiflorum* (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Lepidoptera	Hymenoptera
	Sida micrantha A.St.-Hil	Cecidomyiidae	Hymenoptera
MELASTOMATACEAE	*Macairea radula* (Bonpl.) DC.	Gelechiidae	Chalcididae
	Melastomataceae sp.	-	Hymenoptera
	Miconia albicans (Sw.) Triana	Cecidomyiidae	-
MYRTACEAE	*Eugenia punicifolia* (Kunth) DC.	-	Hymenoptera
	Myrcia sp.	Cecidomyiidae	Hymenoptera
	Psidium pohlianum O.Berg.	Psyllidae	Eulophidae
OCHNACEAE	*Ouratea hexasperma* (A. St. Hil.) Baill.	Lepidoptera	-
PIPERACEAE	*Piper arboreum* Aubl.	-	Eulophidae
PROTEACEAE	*Roupala montana* Aubl.	Psyllidae	-
RUBIACEAE	*Palicourea rigida* Kunt	-	-
SAPINDACEAE	*Serjania* sp.	Cecidomyiidae	-
SAPOTACEAE	*Micropholis* sp.	-	-
	Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	Cecidomyiidae	-
SMILACACEAE	*Smilax* sp.	-	-
STYRACACEAE	*Styrax* sp.	-	Eupelmidae
	Styrax pohlii DC.	Cecidomyiidae	-
VOCHYSIACEAE	*Qualea grandiflora* Mart.	-	Eulophidae
	Qualea parviflora Mart.	-	Eulophidae

Table 6. Correlation of insect orders and number of host plant species in the Serra dos Pireneus, Goiás, Brazil.

Insect order	Number of host plant species
Diptera (Cecidomyiidae)	22 (50,9%)
Lepidoptera	5 (9,8%)
Hemiptera	3 (5,8%)
Hymenoptera (Eulophidae)	10 (19,6%)
Hymenoptera (others)	12 (23,5%)
Unknown	8 (15,6%)

The total represents more than 100% because in some plants there is more than one taxon of insect.

(Mendonça et al. 1998, Silva-Júnior et al. 2001). Asteraceae, despite being the second largest family in number of species of the Cerrado (Mendonça et al. 1998), was ninth in gall diversity. This family seems to be quite representative of the diversity of galls in Southern (Mendonça 2007) and Southeast (Carneiro et al. 2009) Brazil.

Styrax and *Qualea* were the plant genera with the highest gall diversity in this study. At lower taxonomic levels, there may be a large concentration of galls in some taxa, these being known as super-hosts (Veldtman & McGeoch 2003). According to Mendonça (2007), there are both super-hosts species and genera of plants, presenting such a wealth and abundance of galls morphotypes. This pattern was observed in this study, where the genus *Styrax* and specie *Styrax pohlii*, hosted respectively six and five gall types. Other super-host genera listed for Brazil and the Neotropical region are: *Baccharis* (Fernandes et al. 1996), *Copaifera* (Oliveira et al. 2008), *Eugenia* (Maia 2001), *Miconia* (Maia & Fernandes 2004), *Mikania* (Mendonça 2007) and *Myrcia* (Maia et al. 2008).

Most galls of the Serra dos Pireneus were found in the vegetation of savanna and rocky savanna. The preference of galling in xeric environments can be explained by the hypothesis of nutritional stress, as described by Fernandes & Price (1988). According to these authors, the galling richness is directly related to the nutritional stress of the environment. This is due to the large investment of plants in nutritionally stressed environments, lipids storage, carbohydrates and low in protein production. Under these conditions the plants are more sclerophyllous, with coriaceous leaves and stems, high hairiness, which reduces the probability of abscission. Thus, the plants become large food reserves and also give shelter and protection for insects, a fact responsible for the evolutionary success of gall-inducing insects (Fernandes et al. 1996, Allain et al. 1998, Gonçalves-Alvim & Fernandes 2001).

Testing the hypothesis of nutritional stress in the Serra dos Pireneus, Araújo & Santos (2008) compared the richness of galling between xeric (typical savanna) and mesic (stational semidecidual forest) environments, but no significant differences were found between these two vegetation types. They found an average of 19.7 morphotypes per sample in the savanna and 19.2 in the stational semidecidual forest. According to the authors, the structural complexity of forest formation increases the diversity of this environment, making it equivalent in richness to the xeric environment. The authors also point to the importance of seasonality for the distribution of galling site, and in the dry season peak abundance of these insects.

Most galls were recorded in leaves (82.6%), a pattern observed in most studies (Urso-Guimarães et al. 2006, Maia et al. 2008, Santos et al. 2010). In the Serra dos Pireneus, galls were more frequent in shrubs (53.2%) than in trees (33.8%), in accordance with the results of Oliveira & Maia (2005) for areas of restinga. Much of the dominant vegetation in the Cerrado consists of shrubs, like in restingas, which may have influenced this pattern.

According to Maia et al. (2008), in the Neotropics, six orders of insects have gall inducing representatives: Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera, Coleoptera, Hemiptera and Thysanoptera. Among these, there is a significant dominance of galls induced by Diptera, with registration of over a thousand morphotypes, mainly driven by Cecidomyiidae.

Cecidomyiidae, which was the most important galling group in Serra dos Pireneus, is a diversified family of basal Diptera. The Neotropical Cecidomyiidae fauna is poorly known and includes about 500 species in 170 genera (Gagné 1994, Gagné 2010). There are 159 species placed in 75 genera recorded for Brazil, 95 of these species and 47 of the genera occur in the State of Rio de Janeiro, representing 60% of the total for Brazil (Maia 2005).

We observed a high infestation of parasitoid insects in the galls studied (approximately 40%). The micro-hymenoptera parasitoids are the most important natural enemies of gall-inducing insects, especially Cecidomyiidae (Maia & Azevedo 2009). In the restingas on the coast of Brazil the rate of parasitism can reach 60% of the galls (Maia 2001, Maia et al. 2008). Maia & Monteiro (1999) recorded 30 species of parasitoids in only three species of *Bruggmannia* (Cecidomyiidae) that galls *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in Restinga da Barra de Maricá, RJ. Micro-hymenoptera are also very common gall in the Brazilian cerrado. For example, Urso-Guimarães et al. (2003) found parasitoids of the families Braconidae, Eulophidae, Eurytomidae, Pteromalidae and Torymidae in a savanna of Delfinópolis, MG. On the other hand, Maia & Fernandes (2004) recorded the parasitoids occurrence to be almost 35% of the gall morphotypes from Serra de São José, MG.

The number of gall-inducing insects species obtained in this study (62) is intermediate when compared to other studies. On one hand Carneiro et al. (2009) recorded 241 gall species in the rocky field of Cadeia do Espinhaço, MG. Maia & Fernandes (2004) in a similar study of the Serra de São José, Brazil, recorded 137 gall morphotypes. On the other hand, Urso-Guimarães & Scareli-Santos (2006), found 36 species in the Pé-de-Gigante, SP. In an area of savanna and forest in Belo Horizonte, MG, Fernandes et al. (1988) recorded 37 gall types. In another study, Urso-Guimarães et al. (2003) recorded only 22 morphotypes in areas of savanna, gallery forest and rocky field in Delfinópolis, MG. Factors such as richness and composition of host plants (Oyama et al. 2003), habitat type (Gonçalves-Alvim & Fernandes 2001) and environmental conditions (Fernandes & Price 1988) may influence patterns of local and regional distribution of these insects.

Gall studies in Brazil have been growing in recent years (Moreira 2006). Gall inventories are relatively common in Brazil, mainly in the Cerrado (Fernandes et al. 1997, Urso-Guimarães et al. 2003, Maia & Fernandes 2004, Urso-Guimarães & Scareli-Santos 2006, Santos et al. 2010) and in the Atlantic Forest (Maia 2001, Oliveira & Maia 2005, Maia et al. 2008, Fernandes et al. 2009, Bregonci et al. 2010). In this context, several galls and gall-inducing insects have been described and new host plants are being recorded. Nevertheless, the vast majority of studies are concentrated in the Southeast region, whereas studies are still incomplete in the remaining regions of Brazil. The new records presented in this work indicates the importance of this type of study to inventory the diversity present in regions not sampled, such as the Cerrado of Central Brazil.

Acknowledgements

The authors are thankful to V. C. Maia, A. F. N. Gonzaga and four anonymous reviewers for reviewing the manuscript; to H. D. Ferreira for host plants identification; to trainees of Entomology Laboratory and Laboratory of Morphology and Plant Taxonomy of UFG for help in the field and laboratory; to PRPPG-UFG for the grant to the first author, and the Instituto de Ciências Biológicas of UFG for the logistical support.

References

ALLAIN, L.R., LARA, A.C.F., FERNANDES, G.W. & MARQUES, E.S.A. 1998. Leaf tannin concentration, toughness and sclerophylly in some typical woody species of the savannas of Southeastern Brazil. Bios 6(6):7-15.

ARAÚJO, W.S. & SANTOS, B.B. 2008. Efeitos do habitat e da sazonalidade na distribuição de insetos galhadores na Serra dos Pireneus, Goiás, Brasil. Rev. Biol. Neotr. 5:33-39.

ARAÚJO, W.S. & SANTOS, B.B. 2009a. Efeitos da sazonalidade e do tamanho da planta hospedeira na abundância de galhas de Cecidomyiidae (Diptera) em *Piper arboreum* (Piperaceae). Rev. Bras. Ent. 53(2):300-303.

ARAÚJO, W.S. & SANTOS, B.B. 2009b. Complexidade estrutural e diversidade de insetos galhadores em *Styrax pohlii* Fritsch (Styracaceae). Biosci. J. 25(3):181-184.

ARAÚJO, W.S., SANTOS, B.B., FERREIRA, H.D. & LOUSA, T.C. 2007. Ocorrência de galhas entomógenas na vegetação do campus da UFG em Goiânia, Goiás. Rev. Bras. Bioc. 5(supl.1):57-59.

BREGONCI, J.M., POLYCARPO, P.V. & MAIA, V.C. 2010. Galhas de insetos do Parque Estadual Paulo César Vinha (Guarapari, ES, Brasil). Biota Neotrop. 10(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/pt/abstract?inventory+bn01410012010 (último acesso em 29/09/2010).

BUTIGNOL, C.A. & PEDROSA-MACEDO, J.H. 2003. Biologia de *Neotrioza tavaresi* Crawford, 1925 (Hemiptera, Psyllidae), galhador da Leaf do araçazeiro (*Psidium cattleianum*). Rev. Bras. Ent. 47(1):1-7.

CARNEIRO, M.A., BORGES, R.A.X., ARAÚJO, A.P.A & FERNANDES, G.W. 2009. Insetos indutores de galhas da porção sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. Rev. Bras. Ent. 53(4):570-592. http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000400007

DALBEM, R.V. & MENDONCA, M.S. 2006. Diversity of Galling Arthropods and Host Plants in a Subtropical Forest of Porto Alegre, Southern Brazil. Neotr. Entomol. 35(5):616-624. PMid:17144132. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2006000500007

FERNANDES, G.W., ARAÚJO, R.C., ARAÚJO, S.C., LOMBARDI, J.A., PAULA, A.S., LOYOLA, R. & CORNELISSEN, T.G. 1997. Insect-galls from savanna and rocky fields of the Jequitinhonha valley, Minas Gerais, Brazil. Naturalia. 22(2):221-244.

FERNANDES, G.W., CARNEIRO, M.A.A., LARA, A.C.F., ALLAIN, L.A., ANDRADE, G.I., JULIÃO, G., REIS, T.C. & SILVA, I.M. 1996. Galling insects on neotropical species of *Baccharis* (Asteraceae). Trop. Zool. 9(2):315-332.

FERNANDES, G.W. & PRICE, P.W. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness: tests of hypotheses. Oecologia. 76:161-167. http://dx.doi.org/10.1007/BF00379948

FERNANDES, G.W., TAMEIRÃO-NETO, E. & MARTINS, R.P. 1988. Ocorrência e caracterização de galhas entomógenas na vegetação do Campus Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais. Revi. Bras. Zoo. 5(1):11-29. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751988000100002

FERNANDES, S.P.C., CASTELO-BRANCO, B.P., ALBUQUERQUE, F.A., FERREIRA, A.L.N., BRITO-RAMOS, A.B., BRAGA, D.V.V. & ALMEIDA-CORTEZ, J. 2009. Galhas entomógenas em um fragmento urbano de Mata Atlântica no centro de endemismo de Pernambuco. Rev. Bras. Bioc. 7(3):240-244.

GAGNÉ, R.J. 1994. The Gall Midges of the Neotropical Region. Cornell University Press, Ithaca, New York.

GALLO, D., NAKANO, O., SILVEIRA NETO, S., CARVALHO, R.P.L., BATISTA, G.C., BERTI FILHO, E., PARRA, J.R.P., ZUCCHI, R.A., ALVES, S.B. & VENDRAMIN, J.D. 1988. Manual de entomologia agrícola. Ed. Agron. Ceres Ltda., São Paulo.

GONÇALVES-ALVIM, S.J. & FERNANDES, G.W. 2001. Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four neotropical savannas. Biodivers. Conserv. 10(1):79-98. http://dx.doi.org/10.1023/A:1016602213305

JULIÃO, G.R., VENTICINQUE, E.M. & FERNANDES, G.W. 2005. Richness and abundance of gall-forming insects in the Mamirauá Várzea, a flooded Amazonian forest. Rev. Uakari 1(1):39-42.

MAIA, V.C. 2001. The gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil. Rev. Bras. Zoo. 18(2):583-629. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752001000200028

MAIA, V.C. 2005. Catálogo dos Cecidomyiidae (Diptera) do estado do Rio de Janeiro. Biota Neotrop. 5(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?inventory+BN00805022005 (último acesso em 29/09/2010).

MAIA, V.C. & AZEVEDO, M.A.P. 2009. Micro-himenópteros associados com galhas de Cecidomyiidae (Diptera) em Restingas do Estado do Rio de Janeiro (Brasil). Biota Neotrop. 9(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/en/abstract?article+bn02809022009 (último acesso em 29/09/2010).

MAIA, V.C. & FERNANDES, G.W. 2004. Insect galls from Serra de São José (Tiradentes, MG, Brazil). Braz. J. Biol. 6(3A):423-445. http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000300007

MAIA, V.C. & MONTEIRO, R.F. 1999. Espécies cecidógenas (Diptera, Cecidomyiidae) e parasitóides (Hymenoptera) associadas a *Guapira opposita* (Vell.) Reitz. (Nyctaginaceae) na Restinga da Barra de Maricá, Rio de Janeiro. Rev. Bras. Zoo. 16(2):483-487. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751999000200013

MAIA, V.C., MAGENTA, M.A.G. & MARTINS, S.E. 2008. Ocorrência e caracterização de galhas de insetos em áreas de restinga de Bertioga (São Paulo, Brasil). Biota Neotrop. 8(1):http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?inventory+bn02408012008 (último acesso em 29/09/2010).

MANI, M. S. 1964. Ecology of plant galls. Dr. W. Junk, The Hague.

MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA-JÚNIOR, M.C., REZENDE, A.B., FILGUEIRAS, T.S. & NOGUEIRA, P.E. 1998. Flora Vascular do Cerrado. In Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds). EMBRAPA - CPAC, Planaltina, p.289-556.

MENDONÇA, M.S. 2007. Plant diversity and galling arthropod diversity - searching for taxonomic patterns in an animal-plant interaction in the Neotropics. Bol. Soc. Arg. Bot. 42(3-4):347-357.

MOREIRA, G.R.P. 2006. Galhas entomógenas no Brasil: oportunidade de estudo sobre interação inseto-planta. In Os avanços da botânica no século XXI (J.E.A. Mariath & R.P. Santos, orgs.). Congresso Nacional de Botânica, Gramado, p.532-537.

NAKANO, O., SILVEIRA NETO, S. & ZUCCHI, R.A. 1981. Entomologia econômica. ESALQ-USP, Piracicaba.

OLIVEIRA, D.C., DRUMMOND, M.M., SOARES, G.L.G. & ISAIAS, R.M.S. 2008. Potencialidades morfogênicas de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Fabaceae): super-hospedeira de herbívoros galhadores. Rev. Biol. Neotr. 5(1):31-39.

OLIVEIRA, J.C. & MAIA, V.C. 2005. Ocorrência e caracterização de galhas de insetos na restinga de Grumari (Rio de Janeiro, RJ, Brasil). Arq. Museu Nac. 63(4):669-675.

OYAMA, K., PÉREZ-PÉREZ, M.A., CUEVAS-REYES, P. & LUNA-REYES, L. 2003. Regional and local species richness of gall-inducing insects in two tropical rain forests in Mexico. J. Trop. Ecol. 19(5):595-598. http://dx.doi.org/10.1017/S0266467403003651

PRICE, P.W. 2005. Adaptative radiation of gall-inducing insects. Basic Appl. Ecol. 6(5):413-421. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2005.07.002

SANTOS, B.B., FERREIRA, H.D. & ARAÚJO, W.S. 2010. Ocorrência e caracterização de galhas em uma área de floresta estacional semidecídua em Goiânia, Goiás. Acta Bot. Bras. 24(1):217-223.

SHORTHOUSE, J.D., WOOL, D. & RAMAN, A. 2005. Gall-inducing insects - Nature´s most sophisticated herbivores. Basic App. Ecol. 6(5):407-411.

SILVA-JÚNIOR, M.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., NOGUEIRA, P.E., REZENDE, A.V., MORAIS, R. DE O. & NÓBREGA, M.G.G. 2001. Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. In Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria (J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva, eds.). Embrapa Cerrados, Brasília, p.143-191.

SOUZA, V.C. & LORENZI, H. 2005. Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Editora Plantarum, Nova Odessa, São Paulo.

STONE, G.N. & SCHÖNROGGE, K. 2003. The adaptive significance of insect gall morphology. TREE 18(10):512-522. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00247-7

TAVARES, J.S. 1906. Descripção de uma *Cecidomyia* nova do Brasil, pertencente a um gênero novo. Brotéria. 5:81-84.

TAVARES, J.S. 1917. Cecídias brasileiras que se criam em plantas das Famílias Compositae, Rubiaceae, Tiliaceae, Lythraceae e Artocarpaceae. Brotéria. 15:113-181.

TRIPLEHORN, C.A. & JOHNSON, N.F. 2005. Borror and Delong's Introduction to the Study of Insects. Thomson Brooks/Cole, New York.

URSO-GUIMARÃES, M.V., SCARELI-SANTOS, C. & BONIFÁCIO-SILVA, A.C. 2003. Occurrence and characterization of entomogen galls in plants from natural vegetation areas in Delfinópolis, MG, Brazil. Braz. J. Biol. 63(4):705-715.

URSO-GUIMARÃES, M.V. & SCARELI-SANTOS, C. 2006. Galls and gall makers in plants from Pé-de-Gigante Cerrado Reserve, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil. Braz. J. Biol. 66(1B):357-369.

GAGNÉ, R.J. 2010. Update for a catalog of the Cecidomyiidae (Diptera) of the world. Digital version 1.

VELDTMAN, R. & McGEOCH, M.A. 2003. Gall-forming insect species richness along a non-scleromorphic vegetation rainfall gradient in South Africa: the importance of plant community composition. Austral Ecol. 28(1):1-13. http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01234.x

Recebido em 22/10/2010
Versão reformulada recebida em 19/01/2011
Publicado em 10/06/2011