

---

ELAINE CRISTINA CAMBUI BARBOSA

**Organização das comunidades de borboletas  
frugívoras em uma paisagem dominada por  
plantações de seringueiras (Euphorbiaceae: *Hevea  
brasiliensis* Muell. Arg.)**

Salvador

2009

---

---

ELAINE CRISTINA CAMBUI BARBOSA

**Organização das comunidades de borboletas  
frugívoras em uma paisagem dominada por  
plantações de seringueiras (Euphorbiaceae: *Hevea  
brasiliensis* Muell. Arg.)**

Dissertação apresentada ao Instituto de  
Biologia da Universidade Federal da Bahia,  
para obtenção de Título de Mestre em  
Ecologia e Biomonitoramento.

**Orientadora:** Blandina Felipe Viana

**Co-orientador:** Márcio Zikán Cardoso

Salvador

2009

---

DEDICO ESSA DISSERTAÇÃO AO PROFESSOR KEITH  
SPALDING BROWN JUNIOR POR SUAS CONTRIBUIÇÕES A  
CIÊNCIA E POR REPRESENTAR UM ÍCONE DE SABEDORIA  
E LONGAS HORAS DE OBSERVAÇÃO EM CAMPO QUE  
CONTRIBUÍRAM MUITO PARA CONHECIMENTO DOS  
LEPIDOPTEROS NEOTROPICAIS.

---

“O ignorante afirma, o sábio duvida, o sensato reflete”

(Aristóteles)

## AGRADECIMENTOS

---

Essa parte da dissertação representa um dos momentos mais difíceis e também satisfatórios da minha vida, pois terei o prazer de demonstrar a felicidade de ter compartilhado este estudo com pessoas indispensáveis na minha vida.

Primeiramente gostaria agradecer a Deus por ter me iluminado durante esta jornada. A minha família pelo apoio e por tentar entender as minhas ausências, em especial ao meu sobrinho que me admira muito por trabalhar com borboletas e minha mãe que nunca ter deixado eu desistir do mestrado.

A professora Blandina Felipe Viana, primeiramente pela confiança, ajuda, respeito as minhas idéias e opiniões, amizade, conselhos, acreditando sempre no meu potencial, além dos eternos elogios que contribuíram muito para minha motivação. Ao professor Márcio Zikán Cardoso por não ter me abandonado, apesar da distância, contribuindo sempre para o engrandecimento do trabalho. Ao professor André Freitas pela eterna disponibilidade em ajudar, sendo um prazer tê-lo na banca desta dissertação pelo importante papel nos estudos com borboletas. Além disso não poderia esquecer de Danilo e Marcio Uehara na Unicamp pela ajuda nas identificações e em algumas questões conceituais.

Aos professores do programa de pós graduação como Pedro Rocha, Marcelo Napoli, Francisco Barros, Paulo Mafalda, Danilo Boscolo pelos conselhos e orientações fundamentais para o enriquecimento do trabalho. Em especial queria dedicar algumas linhas ao professor Pedro Rocha que desde a

primeira disciplina modificou minha maneira de fazer pesquisa, transformando-me numa pessoa crítica, detalhista e acima de tudo responsável pela qualidade das informações geradas nos meus estudos ecológicos. Dedico ainda parte desse agradecimento a todas as pessoas da empresa plantações Michelin Bahia. Primeiramente a Kevin Flesher e Juliana Laufer por abraçarem este projeto, confiando mesmo antes da minha entrada no programa de pós graduação, além da amizade e companheirismo, obrigada por tudo. Além disso vocês foram responsáveis pelo prêmio que recebi pelo melhor projeto desenvolvido na Reserva Ecológica Michelin no ano de 2007. Aos funcionários e amigos Gileno, Cristina, Serapião, Grilo, Val, Dona Rosa, Binho, Roberval, André, entre outros, que cuidaram para manter o funcionamento do projeto e dos pesquisadores. Em especial ao meu fiel companheiro Manoel Dalapa que acompanhou todas as fases do projeto, tendo cuidado de mim, além de contribuir com sugestões e se divertir bastante com a gente. Outro grupo importante neste estudo foram os pesquisadores da Michelin que auxiliaram nos trabalhos de campo, dentre eles os destaques foram Marcela e Fernanda que agiram como verdadeiras “bicho do mato” e enfrentaram comigo as dificuldades deste trabalho de campo, obrigada!

Os amigos que adquiri na Universidade Federal foi um dos pontos marcantes neste período. Gostaria de agradecer a equipe Labea pelas contribuições fornecidas durante este tempo.

Outro grupo importante foi a Liga da Bromélia, representada pelos amigos Marcos, Milena e Simone que representaram amigos para todos os momentos e inesquecíveis na minha vida.

Gostaria de agradecer ao grupo *Hotscoops*, por terem me acolhido e proporcionado momento de alegria e relaxamento. Neste grupo gostaria de destacar Perimar, Tasso, Paty, Rodrigo, Pablo pela presença constante e a Aribio pela linda amizade que desenvolvemos e que sei que não importa a distância estaremos sempre juntas.

Dedico estes últimos parágrafos para duas pessoas insubstituíveis na minha vida e que sem eles hoje eu não estaria apresentando este estudo e escrevendo este agradecimento.

Primeiramente a Sidnei Sampaio que me acolheu no terceiro semestre da graduação e me ensinou o que é fazer pesquisa e principalmente o prazer de fazer o que gosta. Espero tê-lo sempre ao meu lado e ser sua eterna amiga.

E por último Rodrigo que de mim tem todo meu respeito, admiração e meu amor. Durante todos esses anos representou minha pernas e meus braços, aturando meus comportamentos, respeitando minhas idéias, estando presente e participante atuante, sendo um companheiro inigualável na minha vida. Obrigada.

## SUMÁRIO

---

---

INTRODUÇÃO GERAL.....	01
LITERATURA CITADA.....	08
MANUSCRITO: REVISTA <i>BIODIVERSITY AND CONSERVATION</i> .....	18
PÁGINA DE TÍTULO.....	19
RESUMO.....	20
ABSTRACT.....	21
INTRODUÇÃO.....	22
MATÉRIAS E MÉTODOS.....	25
ÁREA DE ESTUDO.....	25
AMOSTRAGEM DE FAUNA.....	27
ANÁLISE DOS DADOS.....	28
RESULTADOS.....	30
DISCUSSÃO.....	34
AGRADECIMENTOS.....	42
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	42
TABELAS E FIGURAS.....	54
NORMAS PARA SUBMISSÃO DE ARTIGOS A SEREM PUBLICADOS NA REVISTA <i>BIODIVERSITY AND CONSERVATION</i> .....	75



## INTRODUÇÃO GERAL

---

As paisagens podem ser caracterizadas como um conjunto de unidades heterogêneas que interagem entre si sob uma determinada escala e sob o ponto de vista de um observador (Turner 1989). As fontes de heterogeneidade nas paisagens, derivam principalmente de variações físicas do ambiente (solo, topografia, umidade), perturbações naturais (fogo, tornado, tempestades, inundações) e antrópicas (perda de habitat e fragmentação) (Sousa 1984; Turner, 1989; Metzger 1999).

A fragmentação de habitats tem sido apontada como uma das principais ameaças a manutenção da biodiversidade, especialmente nas Florestas Tropicais (Laurance e Bierregarrd 1997; Myers *et al.* 2000). Este processo atua no aumento da redução da cobertura de hábitat, no grau de isolamento entre áreas, no número de manchas e no efeito de borda (Franklin *et al.* 2002; Fahrig 2003). Os efeitos resultam no declínio das populações naturais, a partir do aumento das taxas de extinções de espécies (Gustafson e Gardner 1996) e alterações nos serviços ecossistêmicos (Kremen *et al.* 2004; Tschardtke *et al.* 2005).

As primeiras investigações sobre a fragmentação estiveram voltadas para o entendimento de como os efeitos do grau de isolamento e do tamanho das manchas de habitat sobre as taxas de colonização e extinção das populações locais (MacArthur e Wilson 1967). Nessa abordagem, os fragmentos florestais eram considerados unidades da paisagem responsáveis pela manutenção de populações viáveis, enquanto que a matriz era caracterizada como uma

unidades espacialmente dominante e inóspita no ponto de vista de manter ou propiciar o fluxo de indivíduos (Haila 2002). No entanto quando consideramos a paisagem como o mosaico heterogêneo de diferentes tipos de uso da terra, outras unidades, além das manchas de habitats são importantes para a persistência de determinadas populações pelo aumento da conectividade da paisagem e dispersão dos organismos (Taylor *et al.* 1993).

A conectividade pode ser classificada em estrutural e funcional. A conectividade estrutural está relacionada as unidades da paisagem que possuem similaridades estruturais com as manchas de habitat como corredores ecológicos (Perault e Lomolino 2000; Hannon e Schmiegelow 2002) e pontos de ligação (Boscolo *et al.* 2008; Uezu *et al.* 2008). Já a conectividade funcional refere-se a capacidade de movimentação dos organismos em diferentes tipos de unidades da paisagem e sob diferentes escalas de observação (Taylor *et al.* 1993; Awade e Metzger 2008).

Dentre as diferentes unidades que compõem as paisagens heterogêneas, a matriz vem atualmente recebendo atenção nas investigações ecológicas como unidade facilitadora na promoção da conectividade estrutural e funcional (Gascon *et al.* 1999; Ricketts 2001; Vandermeer e Carvajal 2001; Perfecto e Vandermeer 2002; Verbeylen *et al.* 2003; Revilla *et al.* 2004; Umetsu e Pardini 2007). Atualmente a matriz é caracterizada como uma unidade heterogênea espacial e funcionalmente dominante pois pode regular os efeitos de borda, intensificar o papel dos corredores e dos pontos de ligação (Baum *et al.* 2004), determinar e/ou selecionar os fluxos biológicos (Malcolm 1991), além de servir

como expansão de habitats para espécies mais tolerantes (Gascon *et al.* 1999; Antongiovanni e Metzger 2005; Ewers e Didham 2006).

Dentre os diferentes tipos de matrizes que compõem as paisagens fragmentadas, os sistemas de agricultura são considerados como importantes componentes das paisagens em decorrência do predomínio e ampla distribuição nas regiões tropicais (Power 1996; Mcneely e Schroth 2006). A funcionalidade destes sistemas está relacionado a aspectos estruturais da paisagem como a configuração espacial (Giulio *et al.* 2001) e da porcentagem de floresta nativa (Faria *et al.* 2006). Certas características próprias desses sistemas de agricultura, como regimes de manejo, baseados no enriquecimento com espécies nativas para fornecer maior sombreamento, promovem maior complexidade estrutural e conseqüentemente maior facilidade dos organismos colonizarem estes ambientes (Perfecto *et al.* 1996; Perfecto e Vandermeer 2002; Pineda *et al.* 2005; Faria *et al.* 2007).

Além disso, a similaridade estrutural de alguns sistemas de agricultura, como por exemplo as plantações florestadas, com os fragmentos florestais podem minimizar os efeitos da fragmentação (Lindenmayer *et al.* 2006) através da redução do efeito de borda (Malcolm 1991; Pardini *et al.* 2009) e aumento da conectividade estrutural e funcional (Taylor *et al.* 1993). Essa similaridade estrutural pode tornar as plantações florestadas habitats sustentáveis para determinadas espécies nativas (Gascon *et al.* 1999; Antongiovanni e Metzger 2005).

Por essas razões, as monoculturas florestadas vem sendo apontadas como possíveis conectores de paisagens fragmentadas, o que tem favorecido, nas últimas décadas, a expansão destes ambientes (Fearnside 1998), especialmente em regiões tropicais, perfazendo mais de 140 milhões de hectares de áreas plantadas, grande parte voltada a produção de madeira e fibra (FAO 2005). O Brasil possui cerca de seis milhões de hectares de plantações, sendo 62% somente de eucaliptais, considerada hoje a monocultura silvícola dominante no país (ABRAF 2008).

As plantações de seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.), outro exemplo desses sistemas agrícolas, encontram-se atualmente em franco processo de crescimento mundial e ocupam o quarto lugar no Brasil em número de áreas plantadas com cerca de 81 mil hectares (ABRAF 2008). No século XIX o Brasil detinha a hegemonia na produção mundial de borracha, dado o grande número de seringueiras nativas da região amazônica (Cortez *et al.* 2002). Esse processo foi alterado após a Segunda Guerra Mundial, quando o Brasil passou a ser importador, em decorrência da grande expansão dessas plantações no Sudeste da Ásia, que atualmente contém 72% dos 9.7 milhões de hectares plantados no mundo (FAO 2001). A produção brasileira adquiriu um novo crescimento a partir da década de 70 com o plantio de *Hevea brasiliensis* Muell. Arg. em muitas regiões fora da Amazônia. Atualmente, o estado de São Paulo possui a maior produção de borracha natural, seguido por Mato Grosso e Bahia (Pino *et al.* 2000).

Os argumentos favoráveis à expansão das áreas de plantações de seringueira no Brasil refere-se ao fato do país não ser auto-sustentável na

produção de borracha (SBS 2007). Além disso essa monocultura desempenha um papel sócio econômico, atribuído a grande utilização de mão de obra familiar assalariada no plantio, extração e beneficiamento, o que propicia a geração de renda para as populações locais (Pino *et al.* 2000). Como consequência, há fortes perspectivas de crescimento da produção de borracha natural, objetivando suprir as necessidades da indústria nacional e sua exportação, especialmente na faixa leste, dominada pela Floresta Atlântica, (SBS 2007).

A Floresta Atlântica representa um dos mais ameaçados *Hotspots* do mundo pelas elevadas taxas de endemismos e alto grau de ameaça do bioma (Myers *et al.* 2000). Nas últimas décadas o intenso processo de conversão de suas florestas nativas provocou a redução de mais 88% de sua cobertura original (Ribeiro *et al.* 2009), constituindo atualmente o bioma em muitos fragmentos florestais menores de 100 ha e poucos blocos contínuos de floresta, circundados por centros urbanos e diferentes sistemas de agricultura (Dean 1995; Di Bitetti *et al.* 2003), como as plantações florestadas (Pardini *et al.* 2009).

Estudos realizados na Floresta Atlântica com plantações florestadas foram concentrados em plantações de eucaliptais (Mardsen *et al.* 2001; Vasconcelos 2008), *Pinus*, *Araucaria* (Zurita *et al.* 2006), e sistemas agroflorestais como cabucas (Faria *et al.* 2007; Pardini *et al.* 2009). Em se tratando de plantações de seringueiras, apesar de estabelecida há décadas neste bioma, foram alvo de investigação apenas nos estudos de Accacio (2002) com borboletas

frugívoras e Flesher (2006) como pequenos mamíferos, que compararam estes ambientes com diferentes sistemas agrícolas. Entretanto, fora do Brasil, mas ainda na região tropical, destacamos os estudos de Beukema *et al.* (2007) com aves e plantas na Indonésia.

Na paisagem onde foi realizado o nosso estudo, situada na região do baixo sul da Bahia, as plantações de seringueira estão sob dois principais regimes de manejo: o primeiro consiste na retirada total da vegetação de sub-bosque e o outro na sua manutenção, o que favorece o estabelecimento de uma capoeira jovem. Este diferencial de manejo pode promover diferentes respostas do papel das plantações de seringueiras, o que não foi considerado nos estudos acima mencionados. A escassez de informações sobre o papel dessas plantações na manutenção das assembléias de espécies e o potencial de expansão dessas plantações nas regiões tropicais, especialmente em áreas dominadas por Floresta Atlântica, requer estudos bem delineados, que avaliem o papel das mesmas na manutenção da diversidade biológica regional.

Assim, o presente estudo é o primeiro no Brasil delineado para investigar as respostas das comunidades de borboletas frugívoras, em uma paisagem em mosaico composta por floresta madura, floresta secundária e plantações de seringueiras (*Hevea brasiliensis*) sob dois regimes de manejo na Floresta Atlântica do sul da Bahia.

Dentre os diferentes grupos faunísticos que vem sendo estudados em paisagens fragmentadas, as borboletas (LEPIDOPTERA: INSECTA) têm recebido atenção especial (Brown Jr e Brown 1992; Kremen 1992; Brown Jr e Freitas 2000a, b; Brown Jr e Freitas 2002; Hill e Hamer 2004; Barlow *et al.*

2007b, c, d; Uehara *et al.* 2007), sendo consideradas como um dos grupos mais estudados, visando a identificação de padrões de diversidade da biota terrestre (Robbins e Opler 1996; DeVries e Walla 2001). Participantes dos principais processos ecológicos (competição, mutualismo, predação, herbívoros, dentre outros), possuem alta diversidade de espécies, sensibilidade as variações físicas do ambiente, baixa resiliência, e especificidade as suas plantas hospedeiras (Robbins e Opler 1996; Brown Jr 1997; Brown Jr e Freitas 2000a; DeVries e Walla 2001).

As borboletas estão divididas em duas principais guildas, as nectarívoras, que se alimentam de néctar e as frugívoras, que utilizam frutos fermentados e seiva de árvores (Ruszczyk 1986; DeVries 1987). As borboletas frugívoras (Família Nymphalidae), representam importantes modelos para caracterização de níveis de perturbação em paisagens fragmentadas (Kremen 1992; Brown Jr 1997; Ramos 2000; DeVries e Walla 2001) pela existência de métodos padronizados de amostragem, relativa facilidade de identificação e amplitude de respostas às variações ambientais (DeVries 1988; DeVries *et al.* 1997; Brown Jr e Freitas 2000a; DeVries e Walla 2001).

Nesse contexto, o nosso estudo tem por objetivos:

(1) Descrever a estrutura da comunidade de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada, situada no baixo sul da Bahia;

(2) Avaliar as diferenças da composição entre a floresta primária, fragmentos secundários e plantações de seringueiras sob dois regimes de manejo.

## LITERATURA CITADA

---

---

ABRAF (2008) Anuário estatístico da ABRAF 2008. Associação Brasileira de Produtos de Florestas Plantadas. ABRAF. Available via DIALOG. <http://www.abraflor.org.br/estatisticas/ABRAF08-BR.pdf>. Cited 05 Jan 2009

Accacio GM (2002) Borboletas frugívoras em fragmentos florestais e sistemas silviculturais da região de Una, BA. Dissertation, Universidade de São Paulo

Antongiovanni M, Metzger JP (2005) Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments, *Biological Conservation* 122: 441–451

Awade M, Metzger JP (2008) Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33: 863–871

Barlow J, Overal WL, Araujo IS, Gardner TA, Peres CA (2007b) The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology* 44:1001–1012

Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF, Malcom JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos S, Nunes-Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, da Silva MNF, da Silva Motta C, Peres CA (2007c) Quantifying the biodiversity value of



tropical primary secondary, and plantation forest. Proceedings of the National Academy of Sciences 104:18555–18560

Barlow J, Araujo IA, Overal WL, Gardner TA, Mendes FDS, Lake IR, Peres CA (2007d) Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical *Eucalyptus* plantations. Biodiversity and Conservation 17:1089–1104

Baum KA, Haynes KJ, Dilleuth FP and Cronin JT (2004) The matrix enhance the effectiveness of corridors and stepping stones. Ecology 85: 2671-2676

Beukema H, Danielsen F, Vincent G, Hardiwinoto S, Andel J (2007) Plant and bird diversity in rubber agroforests in the lowlands of Sumatra Indonesia. Agroforestry Systems 70:217–242

Boscolo D, Candia-Gallardo C, Awade M, Metzger JP (2008) Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. Biotropica 40:273–276

Brown Jr KS, Brown GG (1992) Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: Whitmore TC and Sayer JA (eds) Tropical deforestation and species extinction, pp 129-142, Chapman & Hall, London

Brown Jr KS (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. Journal of Insect Conservation 1:25–42

Brown Jr KS, Freitas AVL (2000a) Atlantic Forest Butterflies: Indicators for landscape conservation. Biotropica 32:934–956

Brown Jr KS, Freitas AVL (2000b) Diversidade de Lepidoptera em Santa Teresa, Espírito Santo. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série) 11/12:71–118

Brown Jr KS, Freitas AVL (2002) Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation* 6:217–231

Cortez JV, Francisco VLFS, Baptistella CSL, Vicente MCM, de Araujo HC, Benesi JFC (2002) Perfil sócio-econômico da Heveicultura no município de Poloni, estado de São Paulo. *Informações econômicas* 32:7–19

Dean W (1995) *With broadax and firebrand: The destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press Berkeley

DeVries, PJ (1987) *The Butterflies of Costa Rica and Their Natural History, Volume I: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae*. Princeton University Press

DeVries PJ (1988) Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera* 26:98–108

DeVries PJ, Walla TR (2001) Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74:1–15

DeVries PJ, Murray D, Lande R (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62:343–364

Di Bitetti MS, Placi G, Dietz LA (2003) Uma visão de biodiversidade para a ecorregião Florestas do Alto Paraná - Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação. World Wildlife Fund, Washington, DC

Ewers RM, Didham RK (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117–142

FAO (2001) Global Forest Resources Assessment 2000, Rome, Italy

FAO (2005) State of the World's Forests 2005, Rome, Italy

Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, & Systematics* 34:487–515

Faria D, Paciência MLB, Dixo M, Laps RR, Baumgarten J (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16: 2335–2357.

Faria D, Paciência MLB, Dixo M, Laps RR, Baumgarten J (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscape in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16:2335–2357

Fearnside PM (1998) Plantation forestry in Brazil: Projections to 2050. *Biomass and Bioenergy* 15:437–450

Flesher KM (2006) The Biogeography of the Medium and Large Mammals in a Human Dominated Landscape in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil: Evidence for the Role of Agroforestry Systems as Wildlife Habitat. Dissertation, University of New Jersey

Franklin AB, Barry RN, George TL (2002) What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology* 25:20–29.

Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223–229

Di Giulio M, Edwards PJ and Meister E (2001) Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 310–319

Gustafson EJ, Gardner RH (1996) The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77: 94–107.

Haila Y (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321-334

Hannon SJ, Schmiegelow FKA (2002) Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds *Ecological Applications* 12:1457–1468

Hill JK, Hamer KC (2004) Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. *Journal of Applied Ecology* 41:744–754

Laurance WF and Bierregaard Jr RO (1997) *Tropical Forest Fragmentation: Ecology, Management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago

Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J (2006) General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433–445.

Kremen C (1992) Assessing indicator species assemblages for natural areas monitoring: guidelines from a study of rain forest butterflies in Madagascar. *Ecological Applications* 2: 203–217

Kremen C, Williams NM, Bugg RL, Fay JP, Thorp RW (2004) The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7:1109–1119

MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey

Malcolm JR (1991) *The small mammals of Amazonian forest fragments: Pattern and process*. Ph. D. thesis, University of Florida, Gainesville

Mardsen SJ, Whiffin M, Galetti M (2001) Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve. *Biodiversity and Conservation* 10:737-751

Mcneely JA and Schroth G (2006) Agroforestry and biodiversity conservation - traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity and Conservation* 15: 549-554

Metzger JP (1999) Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-462

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature* 403:853–858

Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano-Neto E, Paciencia MLB, Dixo M and Baumgarten J (2009) The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia  
*Biological Conservation* 142: 1178–1190

Perault DR, Lomolino MV (2000) Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape *Ecological Monographs* 70:401–422

Perfecto I, Rice RA, Greenbreg R, Van der Voort ME (1996) Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46: 598–608

Perfecto I, Vandermeer J (2002) Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in Southern Mexico. *Conservation Biology* 16:174–182

Pineda E, Moreno C, Escobar F, Halffter G (2005) Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico, *Biological Conservation* 19: 400–410

Pino FA, Francisco VLFS, Martin NB, Cortez JV (2000) Perfil da heveicultura no estado de São Paulo. *Informações Econômicas* 30:7–40

Power AG (1996) Arthropod diversity in forest patches and agroecosystems of Tropical Landscape. In: John SG, Russell. (ed) *Forest Patches in Tropical Landscape*, pp 91-110, Washington

Ramos FA (2000) Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. *Journal of Research on the Lepidoptera* 35:29–41

Revilla E, Wiegand T, Palomares F, Ferreras P, Delibes M, Revilla E (2004) Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *American Naturalist* 164:130–153

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni F, Hirota MM (2009) Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142; 1141–1153

Ricketts TH (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87–99

Robbins RK, Opler PA (1996) Butterfly diversity and a preliminary comparison with bird and mammal diversity. In: Wilson DE, Reaka-Kudla ML and Wilson EO (eds) Biodiversity II, Understanding and Protecting Our Biological Resources, pp 69-82, Joseph Henry Press, Washington

Ruszczuk A (1986) Hábitos alimentares de borboletas adultas e sua adaptabilidade ao ambiente urbano. *Revista Brasileira de Biologia* 46:419–427

SBS (2007) Fatos e números do Brasil florestal. Sociedade Brasileira de Silvicultura. Available via DIALOG. <http://www.sbs.org.br/FatoseNumerosdoBrasilFlorestal.pdf>. Cited 05 Jan 2009

Sousa WP (1984) The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391

Taylor PD, Fahrig L, Henein KA, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Dewenter-Steffan I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874

Turner MG (1989) Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197

Uezu A, Beyer DD, Metzger JP (2008) Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation* 17:1907–1922



Uehara-Prado M, Brown KS, Freitas AVL (2007) Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. *Global Ecology and Biogeography* 16:43–54

Umetsu F, Pardini R (2007) Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22: 517-530

Vandermeer J, Carvajal R (2001) Metapopulation Dynamics and the Quality of the Matrix. *The American Naturalist* 158:211–220

Vasconcelos RN (2008) Estrutura da comunidade de borboletas frugívoras em fragmentos de Floresta Atlântica e em plantações de eucalipto no extremo Sul da Bahia. Dissertation, Universidade Federal da Bahia

Verbeylen G, Bruyn DI, Adriaensen F, Matthysen E (2003) Does matrix resistance influence red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18:791–805

Zurita GA, Rey N, Varela DM, Villagra M, Bellocq MI (2006) Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management* 235:164-17

---

**MANUSCRITO PARA REVISTA**

*“Biodiversity and Conservation”*

# **Plantações de seringueira podem manter uma comunidade de borboletas frugívoras semelhante aos fragmentos florestais?**

**Elaine Cristina Cambuí \***

**Rodrigo Nogueira de Vasconcelos \***

**Márcio Zikán Cardoso \*\***

**Blandina Felipe Viana \*♦**

\* Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento

Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia

Rua Barão de Geremoabo 147, Campus Universitário de Ondina, CEP: 40170-290, Salvador, Bahia, Brasil

\*\* Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências

Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia

Laboratório de Ecologia e Conservação da Biodiversidade

Lagoa Nova, CEP 59072-970 - Natal, RN – Brasil

**♦ Autor para correspondência**

Telefone: (71) 3263-6554, e-mail: blandefv@ufba.br

**Title:** Can rubber plantations maintain a community of fruit-feeding butterflies similar to forest fragments?

**Article Type:** research article

**Author for correspondence:** Blandina Felipe Viana

**Corresponding institution:** Universidade Federal da Bahia

**First author:** Elaine Cristina Cambui Barbosa

**Order of authors:** Cambui, E. C.B., Vasconcelos, R. N., Cardoso, M. Z., Viana, B. F.

## **Resumo**

Plantações florestas encontram-se em crescente aumento de áreas plantadas nas últimas décadas em regiões tropicais e muitos estudos buscaram avaliar o impacto destas plantações e importância como habitats e conectores para as espécies nativas em fragmentos de floresta isolados. Nós comparamos as assembleias de borboletas frugívoras na floresta primária, plantações de seringueiras com regimes de manejo distintos e fragmentos secundários em uma matriz de plantações de seringueiras na Floresta Atlântica de Bahia, Brasil. Conduzimos nosso estudo em cinco unidades da paisagem na região do Baixo Sul da Bahia, Brasil: plantações sob dois regimes de manejo, fragmentos secundários circundados por plantações de seringueiras e a floresta primária. Nós usamos quatro réplicas por unidade. Em cada réplica foram dispostas 10 armadilhas (equidistantes 25m) com iscas de banana fermentadas. As amostragens foram realizadas durante 10 dias a cada três meses de junho de 2007 a julho de 2008. Os padrões de riqueza de espécies foram comparados através de curvas de rarefação. A ordenação das comunidades foi realizada a partir do NMDS e a similaridade de espécies através do SIMPER. Foram capturados 5800 indivíduos de 85 espécies de borboletas frugívoras. As curvas de rarefação das seringueiras manejadas tiveram maior tendência a assíntota, contrapondo com as curvas da floresta primária e dos fragmentos secundários. A maioria de indivíduos (3573) foi capturado nas plantações, seguidos dos fragmentos secundários (1845) e a floresta primária (382). Os fragmentos secundários e as plantações de seringueiras tiveram faunas similares: as seringueiras que possuem corte periódico da vegetação rasteira teve uma assembleia mais simplificada do que as seringueiras associadas com capoeiras. Os fragmentos secundários e plantações de seringueiras tiveram maior riqueza de espécies do que a floresta primária, o que sugere que as espécies oportunistas de ambientes abertos são favorecidas nestas áreas ou que a floresta primária foi subamostrada. Nossos resultados sugerem que as

plantações de seringueiras podem funcionar com uma matriz permeável e talvez como habitats para um número significativo de espécies de borboleta.

**Palavras chaves:** conversão de habitat, paisagem em mosaico, borboletas frugívoras, plantações florestadas, *Hevea brasiliensis*

**Abstract:**

Forest plantations have greatly increased in planted area in tropical regions in recent decades and many studies have sought to evaluate their impact and importance as habitats and conduits for native species in isolated forest fragments. We compared fruit-feeding butterfly assemblages in primary forest, rubber tree plantations with distinct management regimes and forest fragments in a matrix of rubber tree plantations in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. We conducted our study in five landscape units in Southern Bahia, Brazil: rubber plantations under two management regimens, secondary fragments surrounded by plantations and primary forest. We used four replicates per unit. In each replicate we placed 10 traps (25m apart) with fermented banana baits. Samplings was conducted for 10 days every 3 months from June 2007 to July 2008. Species richness were compared through rarefaction curves and related techniques. Community ordination was done with NMDS and species similarity calculated using SIMPER. We trapped 5800 individuals of 85 species. Sampling in the rubber plantations under management reached an asymptote, but neither primary forest nor fragments showed sign. The majority of individuals (3573) were captured in the plantations, followed by 1845 in the forest fragments and 382 in the primary forest. Forest fragments and rubber tree plantations harbored similar faunas; managed rubber tree plantation, where undergrowth is periodically cut, had a more simplified assemblage than unmanaged rubber tree plantation forest. Fragments and rubber tree plantations yielded more species than primary forests, which suggests that opportunistic open habitat species are favored in these areas or that forest has been undersampled. Our data suggest that rubber tree plantations could function as permeable matrix and perhaps as habitats for a significant number of butterfly species.

**Keywords:** conversion of habitat, landscape mosaic, fruit-feeding butterflies, forestry, *Hevea brasiliensis*

## INTRODUÇÃO

A crise da biodiversidade e a redução acentuada de paisagens naturais tem levado pesquisadores e gestores a procurar soluções práticas, que conciliem atividades humanas e conservação da biodiversidade. Sob esta ótica, tem crescido o interesse em entender como sistemas de agricultura podem contribuir na conservação da biodiversidade (Power 1996; Harvey *et al.* 2006).

Os sistemas de agricultura são importantes componentes das paisagens nas regiões tropicais, em decorrência do predomínio e ampla distribuição em paisagens fragmentadas (Power 1996; Mcneely e Schroth 2006). A funcionalidade destes sistemas está relacionado a diferentes aspectos estruturais da paisagem como a configuração espacial dos elementos na paisagem (Di Giulio *et al.* 2001) e da porcentagem de floresta nativa (Faria *et al.* 2006). Características dos próprios sistemas de agricultura como regimes de manejo, baseados no enriquecimento com espécies nativas para fornecer maior sombreamento, promovem maior complexidade estrutural e conseqüentemente maior facilidade dos organismos colonizarem estes ambientes (Perfecto e Snelling 1995; Perfecto e Vandermeer 2002; Pineda *et al.* 2005; Faria *et al.* 2007). Além disso, a similaridade estrutural de alguns sistemas de agricultura (por exemplo as plantações florestadas) com os fragmentos florestais podem minimizar os efeitos da fragmentação (Lindenmayer *et al.* 2006) através da redução do efeito de borda (Malcolm 1991; Perfecto e Vandermeer 2002) e aumento da conectividade estrutural e funcional (Taylor *et al.* 1993). Essa similaridade pode tornar as plantações florestadas em habitats

e/ou recursos para determinadas espécies nativas (Gascon *et al.* 1999; Antogiovanni e Metzger 2005; Ewers e Didham 2006).

Especificamente as plantações florestadas estão em processo de expansão (Fearnside 1998; ABRAF 2008) nas regiões tropicais (Power 1996), e correspondem, atualmente, a mais de 140 milhões de hectares de áreas plantadas no mundo. (FAO 2005). As plantações de seringueira (*Hevea brasiliensis*) ocupam 9.7 milhões de hectares (FAO 2001), dos quais 72% na Ásia. Originária da Amazônia, *H. brasiliensis* ocupa o quarto lugar em número de áreas plantadas no Brasil, com cerca de 81 mil hectares (ABRAF 2008).

A busca da auto-suficiência na produção de borracha natural está entre os principais motivadores da recente expansão das plantações de seringueiras no Brasil, notadamente em áreas extra Amazônica. A principal região alvo desta expansão tem sido o leste brasileiro, em áreas de Mata Atlântica, um *hotspot* extremamente ameaçado, (Myers *et al.* 2000) com redução em mais de 80% de sua cobertura original (Ribeiro *et al.* 2009). Nessa região, o intenso processo de conversão de suas florestas nativas resultou em muitos fragmentos florestais menores de 100 ha e poucos blocos contínuos de floresta, circundados por centros urbanos e diferentes sistemas de agricultura (Dean 1995; Di Bitetti *et al.* 2003), incluindo plantações florestadas (Pardini *et al.* 2009). Assim, apesar da argumentação sócio-econômica para a expansão das plantações de seringueiras, essa será mais uma séria ameaça à Floresta Atlântica.

Estudos prévios avaliando o impacto de plantações florestadas em áreas de Floresta Atlântica concentraram-se em plantações de eucalipto (Mardsen *et al.* 2001; Vasconcelos 2008), *Pinus*, *Araucaria* (Zurita *et al.* 2006), e sistemas agroflorestais como “cabruças”, cultivo consorciado de cacau em subbosque de floresta (Faria *et al.* 2007; Pardini *et al.* 2009). As plantações de seringueiras, apesar de estabelecidas há décadas em áreas de Mata Atlântica, tem sido menos estudadas. Em ambientes brasileiros, conhecemos apenas os estudos (não publicados) de Accacio (2002), com borboletas frugívoras, e Flesher (2006), com pequenos mamíferos,. Há mais estudos realizados nas plantações de seringueiras na Àsia, como por exemplo Beukema *et al.* (2007), com aves e plantas na Indonésia.

Nosso estudo foi realizado em uma região onde as plantações de seringueira estão sob dois principais regimes de manejo. A diferença básica entres os dois consiste na retirada ou permanência do sub-bosque. O segundo favorece o estabelecimento de uma capoeira jovem. Diferentes opções de manejo podem causar diferentes respostas das comunidades locais, e é importante poder avaliar as conseqüências das opções de manejo sobre a biota associada. Além disso, a escassez de informações, especialmente em áreas de Floresta Atlântica, sobre o papel das plantações de seringueiras na manutenção das assembléias de espécies, somado à potencial expansão dessas plantações nas regiões tropicais, requer estudos que avaliem o papel das mesmas na manutenção da diversidade biológica regional.



O presente estudo é o primeiro a investigar as respostas das comunidades de borboletas frugívoras em uma paisagem em mosaico composta por floresta madura, floresta secundária e plantações de seringueiras (*Hevea brasiliensis*) sob dois regimes de manejo na Floresta Atlântica brasileira. Borboletas frugívoras usufruem de métodos de amostragem simples e padronizados e são excelentes indicadores, por sua alta diversidade, relativa facilidade de identificação, amplitude de respostas das espécies às variações ambientais e forte relação com suas plantas hospedeiras (DeVries 1988; Brown Jr 1991;1997; Kremen 1992; DeVries *et al.* 1997; Ramos 2000; DeVries e Walla 2001; Brown Jr e Freitas 2000a, b).

Especificamente, nós perguntamos se (1) diferentes tipos de manejo das plantações de seringueiras promovem diferenças nas comunidades locais e (2) se os fragmentos florestais secundários circundados por estes tipos regimes de manejo das seringueiras são diferentes entre si.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDO**

O estudo foi desenvolvido em uma paisagem situada entre os municípios de Ituberá e Igrapiuna (13°50'S, 39°10'W), ao sul do estado da Bahia - Brasil (Figura 1). O clima é classificado, como Af - chuvoso, quente e úmido, sem estação seca, com temperaturas entre 18° e 30°C. A precipitação média local é de 2051 mm, predominante entre os meses de fevereiro e julho, sem déficit hídrico anual.

A região é constituída por um mosaico de ambientes que variam desde remanescentes de Floresta Atlântica Ombrófila Densa Costeira a restinga, estuários com manguezais e mais de 60 diferentes sistemas agroflorestais (Flesher 2006).

A área amostrada é propriedade da empresa Plantações Michelin Bahia (PMB). Ela é formada pela Reserva Biológica da Michelin (RBM), com 3.096 ha, dos quais 40% são remanescentes florestais em diferentes estágios de sucessão; o restante é constituído de plantações de seringueiras associadas com capoeiras jovens. As demais áreas da PMB cobrem mais de 4 000 hectares de seringueiras de diferentes clones e cultivadas isoladamente (dominante na região) ou em consórcio com cacau e banana (menos comum).

O estudo foi realizado em cinco unidades da paisagem. (1) Floresta Primária (FP): fragmentos caracterizados por apresentarem uma alta complexidade estrutural, com árvores que atingem diâmetro de 25 cm e altura de até 25 m. Este fragmentos são encontrados na RBM, sendo que um deles pertence a um bloco contínuo de floresta, totalizando 13000 hectares. As duas unidades seguintes correspondem às plantações de seringueiras propriamente ditas, a formação dominante na região. (2) Seringueiras Manejadas (SM): plantações que tem retirada total de sub-bosque duas vezes por ano, com aplicação de herbicidas e inseticidas. A vegetação que se desenvolve durante o intervalo de corte consiste predominantemente de vegetação herbácea. (3) Seringueiras com manejo de baixo impacto (SC): são plantações com um regime de manejo onde não existe retirada periódica da vegetação do sub-

bosque. A aplicação de herbicidas é restrita às linhas por onde os trabalhadores se deslocam. O manejo mais brando favorece o desenvolvimento de uma capoeira jovem estruturalmente mais complexa. (4) As duas unidades restantes correspondem a fragmentos de vegetação secundárias, com tamanhos variando entre 1 e 50 hectares, com predominância de espécies pioneiras como *Cecropia*, *Didymopanax*, *Solanum* e *Piper*. Os fragmentos foram classificados de acordo com o tipo de matriz em que estão inseridos. (4) Fragmentos em matriz de seringueira manejada (FSM) e (5) fragmentos em matriz de seringueira com manejo de baixo impacto (FSC).

Em cada uma das cinco unidades da paisagem acima descritos (FP, SM, SC, FSM, FSC) foram escolhidas quatro réplicas, totalizando vinte unidades amostrais com distância mínima de 500 m.

## **AMOSTRAGEM DA FAUNA**

As borboletas foram amostradas usando armadilhas do tipo *Van Someren-Rydon* (DeVries 1987), com isca de banana em fermentação. Em cada uma das réplicas foi disposto um *grid* contendo dez armadilhas equidistantes 25 m. A escolha do local do *grid* foi ao acaso. Nos fragmentos florestais este *grid* teve uma distância mínima de 100 m da borda.

Foram realizadas quatro amostragens, com intervalo de três meses entre cada coleta, sendo duas no período seco e duas no período chuvoso, de julho de 2007 a junho de 2008. Durante o período de amostragem, as armadilhas ficaram abertas por 10 dias seguidos, sendo monitoradas a cada dois dias, com

iscas repostas a cada visita. Todos os indivíduos foram coletados e depositados na coleção de Insetos do Museu de Zoologia da Universidade Federal da Bahia (MZUFBA).

## **ANÁLISE DE DADOS**

Os padrões de riqueza de espécies nas unidades da paisagem foram visualizados através de curvas de rarefação baseadas na acumulação de espécies. Os padrões de dominância de espécies foram visualizados pelo *rank* de distribuição das abundâncias das espécies em um Whittaker plot (Magurran 2004). Ambas as análises foram realizadas no programa Biodiversity Pro (McAleece *et al.* 1997).

A variação temporal das comunidades de borboletas frugívoras (*turnover*) foi estimada para as unidades da paisagem através do índice de substituição de espécies (Russel *et al.* 1995). Para cada unidade foram calculados seis índices, que corresponderam às comparações par a par entre os quatro períodos de amostragem. O índice final de cada elemento correspondeu a média das seis comparações.

A ordenação das comunidades de borboletas frugívoras foi realizada através do procedimento de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS), usando os seguintes critérios: matriz de dados relativizado pela área, distância de Bray-Curtis, 999 randomizações dos dados originais, critério de estabilidade igual a 0.0001, 500 iterações, 100 como o número máximo de iterações e, por fim, como passo inicial da extração dos eixos, 0.20. A

comparação do estresse da matriz original e a distribuição dos estresses das matrizes randomizadas foi avaliada pelo teste interno de Monte Carlo com 999 randomizações (McCune e Grace 2002). A relação entre os valores dos eixos extraídos durante a ordenação (distância euclidiana) e a matriz original de dados (distância de Bray-Curtis) foi testada através da correlação de Mantel, com 999 randomizações.

Diferenças na composição de espécies entre as unidades da paisagem foram testadas através do Método não Paramétrico de Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP). Para tanto, utilizamos a matriz bruta dos dados com a distância de Bray-Curtis. Comparações par a par da composição de espécies foram realizadas entre os dois tipos de fragmentos secundários (FSM e FSC) e entre os tipos de seringueiras (SM e SC), com correção de Bonferroni. As análises foram feitas em PCORD for Windows versão 4.0 (McCune e Grace 2002).

A contribuição relativa das espécies para a similaridade entre as réplicas de cada unidade da paisagem e a dissimilaridade entre as unidades da paisagem foi realizada através da Análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) do programa PRIMER v.6 (Clarke e Warwick 2001), tomando por base a composição de espécies.

Para avaliar o efeito da configuração espacial sobre os padrões de organização das comunidades de borboletas frugívoras, foi realizado um teste de premissa com o intuito de verificar a ausência de auto-correlação espacial. Para tanto foi utilizado um teste de correlação de Mantel com 999

randomizações, entre a matriz de distâncias entre os pontos amostrais e os eixos oriundos da ordenação das comunidades de borboletas frugívoras através do método de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS). As matrizes do teste foram confeccionadas utilizando a distância de Bray-Curtis para os dados de composição de espécies e Euclidiana para os dados de distância entre os pontos amostrais. Esta análise foi realizada no programa PCORD for Windows versão 4.0 (McCune e Grace 2002).

## **RESULTADOS**

### **Abundância e curva de acumulação**

Foram capturados 5800 indivíduos, pertencentes a 85 espécies de borboletas frugívoras da família Nymphalidae, durante um esforço de amostragem de 8000 armadilhas-dia (200 armadilhas x 40 dias), com 382, 1845 e 3573 indivíduos na floresta primária, fragmentos secundários e plantações de seringueiras, respectivamente (Tabela 1). As dez espécies mais abundantes representaram 72.3% da abundância total, sendo oito destas pertencentes à subfamília Satyrinae, que também apresentou maior riqueza e abundância de espécies em relação à comunidade total (Tabela 1).

As curvas de dominância de espécies não apresentaram diferenças acentuadas entre as unidades da paisagem (Figura 2). As amostras da floresta primária apresentaram predominância de espécies menos abundantes, enquanto que os fragmentos secundários apresentaram curvas semelhantes de distribuição de espécies. Os fragmentos em matriz de seringueiras manejadas

apresentaram um maior número de espécies menos abundantes (Figura 2). As curvas das seringueiras foram moderadamente diferentes, em particular por causa da presença de espécies com maior valor de dominância relativa nas seringueiras manejadas, em particular, *Ypthimoides sp1*, com 812 indivíduos.

As amostras das seringueiras manejadas e as dos fragmentos secundários na matriz de seringueira com capoeira apresentaram tendência à estabilização das curvas de acúmulo de espécies. As áreas restantes apresentaram curvas similares, embora a floresta primária pareça ser aquela com menor tendência à assíntota de todos (Figura 3).

A Floresta Primária apresentou o maior índice de substituição de espécies, com variação média de 71%. Por outro lado, as seringueiras apresentaram a menor substituição média de espécies (35%). As seringueiras com capoeira exibiram maior variação temporal do que os fragmentos com seringueiras manejadas (Tabela 2).

Dentre os cinco elementos da paisagem, as réplicas amostrais das seringueiras manejadas exibiram os maiores valores de similaridade, seguido pelos fragmentos em matriz de seringueiras manejadas e a floresta primária (Tabela 3). Através das contribuições individuais das espécies foi possível verificar que *Colobura dirce* contribuiu em diferentes proporções para a similaridade entre quatro elementos, exceto as seringueiras manejadas. A espécie *Ypthimoides sp1* contribuiu na similaridade das seringueiras, especialmente as com regime de manejo, enquanto *Morpho helenor* contribuiu mais fortemente para similaridade da Floresta primária (Tabela 2).

## Ordenação e estrutura da comunidade

A ordenação da composição da comunidade de borboletas frugívoras (NMDS) foi significativa para os dois eixos extraídos (teste de Monte Carlo,  $p=0.001$ ) (Figura 4), apresentando um stress mediano (7.3). Houve correlação significativa entre a matriz da composição de espécies e os escores dos eixos extraídos, indicando forte estruturação na comunidade (teste de Mantel,  $R^2=0.95$ ,  $p=0.001$ ). A análise de ordenação sugere três grupos, compostos pelas plantações de seringueiras manejadas (SM), floresta primária (FP), e um que reúne os dois tipos de fragmentos florestais (FSC e FSM) e as plantações de seringueiras com capoeiras (SC) (Figura 4).

Todos os cinco elementos da paisagem apresentaram diferenças significativas quanto à composição de espécies (MRPP:  $A=0.27$ ,  $T=-6.81$ ,  $p<0.0001$ ). Os dois tipos de fragmentos secundários também diferiram significativamente ( $A=0.35$ ,  $T=-5.72$ ,  $p=0.0002$ ), com 49% de dissimilaridade (Tabela 4). Das espécies que contribuíram para esta variação, três foram mais abundantes nos fragmentos com matriz de seringueiras manejadas (*Morpho helenor*, *Chloreuptychia arnaea*, *Colobura dirce*) e duas nos fragmentos com matriz de seringueiras com capoeiras (*Pseudodebis valentina* e *Taygetis celia*).

Os dois tipos de plantação de seringueiras, com ou sem manejo intensivo, foram significativamente diferentes entre si ( $A=0.17$ ,  $T=-4.73$ ,  $p=0.0005$ ), apresentando uma dissimilaridade de 62%. As cinco espécies que mais contribuíram para este resultados foram aquelas mais abundantes nas seringueiras manejadas (Tabela 4). As seringueiras manejadas apresentaram



maior dissimilaridade com os fragmentos secundários e a floresta primária do que as seringueiras associadas com capoeiras (Tabela 4). Espécies como *Ypthimoides sp1*, *Pareuptychia ocirrhoe*, *Hermeuptychia hermes*, *Cissia occypede* e *Magneuptychia lybie* (todas da subfamília Satyrinae), além de estar entre as dez espécies mais abundantes, também contribuíram para distinguir as seringueiras manejadas dos demais elementos da paisagem (Tabela 1; 4). Nas seringueiras com capoeiras, as espécies que mais contribuíram para dissimilaridade com os fragmentos secundários foi *Pseudodebis valentina*, abundante nos fragmentos com matriz seringueiras com capoeiras e *Ypthimoides sp1* para os fragmentos com matriz de seringueiras manejadas (Tabela 4). A floresta primária, quando comparada com os fragmentos secundários, apresentou maiores valores de dissimilaridade com os dois tipos de seringueiras, atingindo uma diferença de 88% para as seringueiras manejadas (Tabela 4). O teste de correlação de Mantel entre a matriz de distâncias geográficas dos pontos amostrais e as distâncias dos vetores de ordenação da composição de espécies de borboletas frugívoras gerados pelo NMDS, indicou a ausência de autocorrelação espacial ( $r= 0.12$ ,  $p=0.11$ ), o que sugeri que a ordenação dos dados referentes a composição de espécies a partir do NMDS é independente da distância entre os pontos amostrais.

## **DISCUSSÃO**

### **Valor das plantações de seringueiras na paisagem: papel do manejo e importância para os fragmentos florestais**

A acelerada conversão de habitats naturais por diferentes tipos de uso da terra tem tornado as paisagens cada vez mais heterogêneas. Essa heterogeneidade, provocada por ações antrópicas, tende a promover alterações nos padrões de riqueza e diversidade de espécies (Atauri e Lucio 2001; Rodewald e Yahner 2001; Weibull e Östman 2003). As modificações das paisagens, podem promover uma maior disponibilidade de ambientes, o que pode possibilitar que uma variedade de espécies com diferentes requerimentos ecológicos e ajustes as diferentes condições microclimáticas, possam se estabelecer.

A partir dos nossos resultados foi possível evidenciar que o mosaico constituído por fragmentos florestais (floresta primaria e secundaria) e seringueiras (manejadas e com capoeiras) foi importante na distribuição das borboletas frugívoras na paisagem em estudo. Em especial as plantações de seringueiras tiveram grande número de espécies compartilhadas com os fragmentos florestais. Essa característica vem sendo reportada em outras plantações florestadas em virtude da maior semelhança estrutural com a floresta nativa do que outros sistemas de agricultura como as culturas anuais e pasto (Power 1996).

A partir hipóteses sugeridas por Schroth *et al.* (2004) avaliamos o papel das plantações de seringueiras na paisagem em estudo. Primeiramente, consideramos as seringueiras como uma matriz facilitadora da movimentação de organismos. Embora não tenhamos um desenho amostral voltado especificamente para responder esta pergunta, estudos sugerem que a qualidade estrutural da matriz promove a redução do efeito de borda e isolamento dos fragmentos florestais, minimizando assim os efeitos da fragmentação (Gascon *et al.* 1999; Ricketts 2001; Antogiovanni e Metzger 2005).

Na paisagem em estudo, as plantações de seringueiras apresentaram 43 espécies compartilhadas com os fragmentos florestais, o que fornece evidências que estas espécies estariam sendo favorecidas por estas plantações. Estudos apontam que um dos principais argumentos favoráveis seria a complexidade estrutural destes ambientes (Harvey *et al.* 2006; 2007; Pardini *et al.* 2009). Essa característica tem diferenciado as matrizes formadas de sistemas agroflorestais (sistemas mais complexos), das monoculturas que representam sistemas menos complexos (Perfecto *et al.* 2003; McNeely e Schroth 2006; Pardini *et al.* 2009). Parte dessas diferenças de complexidade refere-se as técnicas de manejo (Jeanneret *et al.* 2003), que são baseadas na presença de vegetação nativa com a função de fornecer sombreamento para as plantações. Os principais exemplos estão voltados as plantações de cacau (Faria *et al.* 2006; 2007; Pardini *et al.* 2009;) e café (Perfecto e Vandermeer 2002; Pineda *et al.* 2005; Pinto *et al.* 2007; Richter *et al.* 2007). Os resultados desses estudo evidenciam que o manejo através do enriquecimento com

espécies nativas pode favorecer o maior número de espécies mais restritas a floresta nesses ambientes. Em nosso estudo o número de espécies compartilhadas entre os dois tipos de manejo das seringueiras foram similares, contudo as diferenças entre esses ambientes esteve voltada as características das espécies coletadas e seus respectivos valores de abundância. Isto tornou as seringueiras com capoeira mais similares com os fragmentos florestais do que as seringueiras manejadas, assim como demonstrado na ordenação do NMDS.

Os fragmentos secundários circundados pelas plantações de seringueiras apresentaram diferenças significativas na composição de espécies. Estes ambientes vem recebendo destaque em estratégias conservacionistas (Turner e Corlett 1996; Veddeler *et al.* 2005), principalmente por que a maior parte da diversidade biológica encontram-se nestes ambientes, atualmente dominantes na região tropical (Wright 2005; Wright e Muller-Landau 2006), em especial na Floresta Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009). Entretanto o entendimento do papel da matriz que circunda os fragmentos secundários (Veddeler *et al.* 2005; Ribeiro *et al.* 2009), geralmente constituída por sistemas de agricultura, torna-se prioritário para manutenção do fluxo biológico em paisagens fragmentadas (Estrada *et al.* 1993; Harvey e Haber 1999).

Em decorrência do reduzido número de fragmentos florestais na paisagem, alguns fatores não foram controlados como tamanho e proximidade com áreas fonte (bloco contínuo de 13000 ha). Isto impossibilitou avaliar o efeito isolado da matriz sobre as comunidades de borboletas dos fragmentos

secundários. Entretanto a partir da Das 47 espécies encontradas nos fragmentos em matriz seringueiras com capoeiras, 43 foram encontradas também nas seringueiras com capoeira. Essa similaridade sugere que muitas espécies dependentes de floresta estariam utilizando a matriz . Anderson *et al.* (2007) evidenciaram em seu estudo que dentre os fatores que contribuíram para a presença de primatas através da paisagem foram a disponibilidade de recurso e proximidade dos fragmentos florestais. No caso das plantações de seringueiras com capoeiras a estrutura florestada e a própria presença da capoeira fornece menores variações microclimáticas com os fragmentos florestais. A captura de *Agrias claudina* nas seringueiras com capoeira fornece algumas evidências que esta espécie assim como provavelmente outras espécies dependentes de floresta estariam atravessando os limites da floresta primária, apesar da estreita dependência de requerimentos ambientais específicos.

O número de espécies compartilhadas entre as seringueiras e os fragmentos também apóia a segunda hipótese sugerida por Schroth *et al.* (2004), que no contexto de nosso estudo se relaciona a possibilidade das seringueiras servirem como expansão de habitats para algumas espécies de borboletas frugívoras. Especificamente o manejo das seringueiras foi importante na associação de certas espécies a esses ambientes. As plantações de seringueiras com capoeiras provavelmente suportam mais espécies dependentes de floresta, assim como aquelas encontradas em bordas de floresta. A adaptabilidade de diferentes espécies de borboletas frugívoras, ao ocuparem habitats com níveis intermediários de perturbação antrópica e

clareiras naturais vem sendo detectado em diferentes estudos (Pinheiro e Ortiz 1992; Ramos 2000; Hill *et al.* 2001; Uehara-Prado *et al.* 2007; Barlow *et al.* 2007a,b; Vasconcelos 2008). Pardini *et al.* 2009 encontrou que os sistemas agroflorestais (cabruças) suportaram maior número de espécies de borboletas especialistas nas plantações de cacau (cabruças) do que a floresta secundária. As possíveis explicações seriam que (1) juvenis e adultos tendem a ter especificidades diferentes quanto a determinados habitats; (2) muitas espécies estão em busca de recursos alimentares e na ausência destes nos seus habitats originais ocorre movimentação para outros ambientes adjacentes.

Nas seringueiras manejadas houve predomínio de espécies mais associadas a ambientes abertos, assim como encontrado nos estudos de Barlow *et al.* (2007a) e Vasconcelos (2008) em plantações de eucaliptais. Estas espécies, geralmente pertencem a subfamília Satyrinae, e são tolerantes a variações microclimáticas, tendo como principal recurso alimentar das lagartas gramíneas (Brown Jr e Brown 1992). Algumas espécies da subfamília Satyrinae, podem ser favorecidas pela perturbação, em decorrência de alterações nas interações ecológicas como competição, predação e mutualismo. Essas alterações podem comprometer a dinâmica de acréscimos e decréscimos das populações de espécies ao longo do gradiente de perturbação na paisagem em estudo. Um exemplo que pode justificar essa idéia refere-se ao fato que a espécie *Ypthimoides* sp1 foi dominante nas seringueiras manejadas e teve seus valores reduzidos ao longo do gradiente de perturbação que parte das seringueiras ate os fragmentos florestais.

As seringueiras com diferentes tipos de regime manejo, apresentaram uma composição de espécies bastante distinta da floresta primária, tanto pela dissimilaridade entre essas unidades da paisagem, quanto pela ordenação NMDS. Entretanto é importante ressaltar que apesar da floresta primária ter apresentado menores valores de riqueza e compartilhamento de espécies em algum nível com as demais unidade da paisagem , o seu valor para conservação, especialmente na Floresta Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009) é incontestável. Este ambiente além de apresentar maior variação temporal, obteve maior estimativa de incremento de espécies do que os demais elementos amostrados. Esta variabilidade temporal na comunidade de borboletas frugívoras vem sendo reportado em diversos trabalhos (Brown Jr e Freitas 2000a; DeVries e Walla, 2001; Barlow *et al.* 2007a), indicando que as comunidades de borboletas das regiões tropicais apresentam uma intensa dinâmica de aumentos e decréscimos de espécies em função do tempo e que esse efeito é mais intenso em ambientes mais conservados como a floresta primária. Acreditamos que o período de um ano não foi suficiente para coletar espécies menos abundantes na floresta primária, o que provocou uma subestimativa do valor da floresta primária (DeVries e Walla 2001; Benedick *et al.* 2006; Barlow *et al.* 2007a, Vasconcelos 2008).

### **Atual cenário do papel das plantações de seringueiras para conservação da biodiversidade**

Ultimamente os conservacionistas buscam o entendimento de como as diferentes atividades antrópicas influenciam o padrão de distribuição dos

organismos originários da floresta nativa (Gardner *et al.* 2009). Entretanto diferentes questões vem sendo amplamente discutidas na literatura. A primeira delas consiste na ausência de congruência intra-taxon (Barlow *et al.* 2007a; Vasconcelos) e entre diferentes táxons (Perfecto *et al.* 2003; Pineda *et al.* 2005; Barlow *et al.* 2007b; Gardner *et al.* 2009; Pardini *et al.* 2009). Segundo Gardner *et al.* (2009) isto deve-se principalmente a percepção que as espécies e/ou grupos faunísticos, sobre as alterações ocorridas nas paisagens e de que forma isto afeta a dinâmica de suas populações no tempo e espaço.

Uma das alternativas sugeridas por Pardini *et al.* (2009), foi classificar os táxons como especialistas e generalistas quanto à dependência da floresta. No nosso caso através das análises do Simper foi possível verificar de forma rankeada, a contribuição para as associações das espécies a determinadas unidades da paisagem. Assim, ao levarmos em consideração a conservação de todas as espécies que compõem o gradiente de modificação de hábitat, sem restrições a espécies parcialmente dependentes de floresta (Gardner *et al.* 2009), pode ser útil, uma vez que elas podem ser importantes para diversos serviços ecossistêmicos (Tscharntke *et al.* 2005).

Em nosso estudo, assim como em outros realizados em paisagens fragmentadas (Beukema *et al.* 2005; Barlow *et al.* 2007a,b; Vasconcelos 2008, Pardini *et al.* 2009), quanto mais similar estruturalmente os ambientes antrópicos são da floresta nativas maior a dificuldade de identificar as reais associações das espécies em cada ambiente (Gardner *et al.* 2009). A característica estruturalmente florestada de determinadas monoculturas como



*Eucaliptus*, *Pinus*, *Araucária* e a própria *Hevea brasiliensis* tem recebido fortes apelos conservacionistas na restauração de áreas degradadas e aumento da conectividade estrutural de fragmentos florestais isolados (Lamb 1998, FAO 2001). Entretanto com exceção das seringueiras, as demais monoculturas apresentam uma estratégia de manejo consideravelmente impactante, uma vez que periodicamente ocorre a retirada total das árvores, provocando aumento das extinções das espécies já estabelecidas. No caso das plantações de seringueiras como a matéria bruta consiste no látex extraído da árvore, este manejo não compromete a estabelecimento e manutenção da fauna associada por um longo prazo de tempo. Além disso a presença de uma vegetação secundária associada as plantações de seringueiras como no nosso estudo e no de Beukema *et al.* (2007) na Indonésia torna estes ambientes mais similares com a floresta nativa. Este manejo possibilita assemelhar a importância das plantações de seringueiras com capoeiras com os sistemas agroflorestais, hoje considerado de relevante importância para manutenção da diversidade de espécies dependentes de floresta (Perfecto *et al.* 2003; Harvey *et al.* 2006; 2007; McNeely e Schroth 2006; Pardini *et al.* 2009).

É importante salientar que apesar de importantes, estes ambientes não possuem condições microclimáticas e de recurso para substituir os fragmentos florestais (Barlow *et al.* 2007). A própria funcionalidade das plantações florestadas dependerá principalmente da configuração dos elementos da paisagem (Barlow *et al.* 2007; Gardner *et al.* 2009;) e das porção de floresta nativa que remanesce na paisagem, como evidenciado em sistemas agroflorestais de (cabucas) no estudo de Faria *et al.* (2006).

Assim nosso estudo representa o primeiro passo para entendimento das plantações de seringueiras sob diferentes regimes para manutenção da diversidade de borboletas frugívoras em paisagens fragmentadas. Neste sentido, torna-se prioritário a ampliação destas investigações com outros grupos faunísticos, em outros contextos de paisagem, tanto na Floresta Atlântica, quanto em outros biomas, para que futuramente possamos fazer generalização sobre o papel das plantações de seringueiras na redução dos efeitos da fragmentação.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaríamos de agradecer a empresa Plantações Michelin Bahia pelo apoio logístico e concessão da bolsa. Aos especialistas Keith Spalding Brown Junior Freitas e André Lucci Freitas pela identificação do material biológico, ao Museu de Zoologia da UFBA e os responsáveis pela coleção Marcelo Napoli e Luiz Augusto Mazzarolo pelo depósito dos espécimes coletados.

## **REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA**

ABRAF (2008) Anuário estatístico da ABRAF 2008. Associação Brasileira de Produtos de Florestas Plantadas. ABRAF. Available via DIALOG. <http://www.abraflor.org.br/estatisticas/ABRAF08-BR.pdf>. Cited 05 Jan 2009

Accacio GM (2002) Borboletas frugívoras em fragmentos florestais e sistemas silviculturais da região de Una, BA. Dissertation, Universidade de São Paulo

Anderson J, Rowcliffe JM and Cowlishaw G (2007) Does the matrix matter: A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation* 35: 212-222

Antongiovanni M, Metzger JP (2005) Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451

Atauri JA and Lucio JVL (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscape. *Landscape Ecology* 16: 147-159

Barlow J, Overal WL, Araujo IS, Gardner TA, Peres CA (2007a) The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology* 44:1001-1012

Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF, Malcom JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos S, Nunes-Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, da Silva MNF, da Silva Motta C, Peres, CA (2007b) Quantifying the biodiversity value of tropical primary secondary, and plantation forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:18555-18560

Benedick S, Hill JK, Mustaffa N, Chey VK, Maryati M, Searle JB, Schilthuizen M and Hamer KC (2006) Impacts of rain forest fragmentation on butterflies in

northern Borneo: species richness, turnover and the value of small fragments.  
*Journal of Applied Ecology* 43: 967-977

Beukema H, Danielsen F, Vincent G, Hardiwinoto S and Andel J (2007) Plant and bird diversity in rubber agroforests in the lowlands of Sumatra Indonesia.  
*Agroforestry Systems* 70: 217-242

Brown Jr KS (1991) Conservation of neotropical environments: Insects as indicators. In: Collins NM, Thomas CD (eds) *The conservation of insects and their habitats*, pp 349-404, Academic Press, London

Brown Jr KS and Brown GG (1992) Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: Whitmore TC and Sayer JA (eds) *Tropical deforestation and species extinction*, pp 129-142, Chapman & Hall, London

Brown Jr KS (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1:25-42

Brown Jr KS, Freitas AVL (2000a) Atlantic Forest Butterflies: Indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32:934-956

Brown Jr KS, André VL (2000b) Diversidade de Lepidoptera em Santa Teresa, Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)* 11/12:71-118

Clarke KR, Warwick RM (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* 2edn. Primer-E, Plymouth

Dean W (1995) *With broadax and firebrand: The destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press Berkeley

DeVries, PJ (1987) *The Butterflies of Costa Rica and Their Natural History, Volume I: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae*. Princeton University Press

DeVries PJ (1988) Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera* 26:98-108

DeVries PJ, Murray D and Lande R (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62: 343-364

DeVries PJ, Walla TR (2001) Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74:1-15

Di Bitetti MS, Placi G, Dietz LA (2003) *Uma visão de biodiversidade para a ecorregião Florestas do Alto Paraná - Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação*. World Wildlife Fund, Washington, DC

Di Giulio M, Edwards PJ and Meister E (2001) Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 310–319

Estrada A, Coastes-Estrada R, Meritt D, Jr., Montiel S and Curiel D (1993) Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245-257

Ewers RM and Didham RK (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142

FAO (2001) *Global Forest Resources Assessment 2000*, Rome, Italy

FAO (2005) *State of the World's Forests 2005*, Rome, Italy

Faria D, Laps RR, Baumgarten J and Cetra M (2006) Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic rainforest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 15: 587-612

Faria D, Paciência MLB, Dixo M, Laps RR, Baumgarten J (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscape in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16: 2335-2357

Fearnside PM (1998) Plantation forestry in Brazil: Projections to 2050. *Biomass and Bioenergy* 15:437-450

Flesher KM (2006) *The Biogeography of the Medium and Large Mammals in a Human Dominated Landscape in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil: Evidence for the Role of Agroforestry Systems as Wildlife Habitat*. Dissertation, University of New Jersey

Gardner T, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey JA, Peres CA and Sodhi NS (2009) Prospect for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12: 561-582

Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard Jr RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229

Harvey CA and Haber WA (1999) Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68

Harvey CA, Gonzalez J and Somarriba E (2006) Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry system and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 15: 555-585

Harvey CA (2007) Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation* 16: 2257-2292

Hill JK, Hamer KC, Tangah J and Dawood M (2001) Ecology of tropical butterflies in rainforest gaps. *Oecologia* 128: 294-302

Jeanneret PH, Schupbach B, Pfiffner L and Walter TH (2003) Arthropod reaction landscape and habitat features in agricultural landscape. *Landscape Ecology* 18: 253-263

Kremen C (1992) Assessing indicator species assemblages for natural areas monitoring: guidelines from a study of rain forest butterflies in Madagascar. *Ecological Applications* 2: 203-217

Lamb D (1998) Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6: 271-279

Lindenmayer DB, Franklin JF and Fischer J (2006) General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445

Magurran, A. E. (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing

Malcolm JR (1991) The small mammals of Amazonian forest fragments: Pattern and process, University of Florida, Gainesville.

Mardsen SJ, Whiffin M and Galetti M (2001) Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751

McAleece N, Lamshead PJD, Paterson GLJ (1997) Biodiversity Professional 2.0. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science. Available at: <http://www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro>>. Access to: 12.12.2004.

McCune B Grace JB (2002) Analysis of ecological communities. Mjmm Software design, United States of America



Mcneely JA and Schroth G (2006) Agroforestry and biodiversity conservation - traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity and Conservation* 15: 549-554

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature* 403:853-858

Pardini R, Faria D, Accacio GM, Laps RR, Mariano-Neto E, Paciencia MLB, Dixo M and Baumgarten J (2009) The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia *Biological Conservation* 142: 1178–1190

Perfecto I and Snelling R (1995) Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications* 5: 1084-1097

Perfecto I and Vandermeer J (2002) Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in Southern Mexico. *Conservation Biology* 16: 174-182

Perfecto I, Mas AH, Dietsch TV and Vandermeer J (2003) Conservation of biodiversity i coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in Southern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 12: 1239-1252

Pineda E, Moreno C, Escobar F and Halffter G (2005) Frog, Bat, and Dung Beetle Diversity in the Cloud Forest and Coffee Agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* 19: 400-410

Pinheiro CEG and Ortiz JVC (1992) Communities of fruit-feeding butterflies along a vegetation gradient in central Brazil. *Journal of Biogeography* 19: 505-511

Pinto LS, López VV, Ferrer GJ, Marcial NR, Montoya G and Sinclair F (2007) The role of local knowledge in determining shade composition of multistrata coffee systems in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 16: 419-436

Power AG (1996) Arthropod diversity in forest patches and agroecosystems of Tropical Landscape. In: John SG, Russell. (ed) *Forest Patches in Tropical Landscape*, pp 91-110, Washington

Ramos FA (2000) Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. *Journal of Research on the Lepidoptera* 35: 29-41

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ and Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153

Richter A, Klein AM, Tschardtke T and Tylianakis JM (2007) Abandonment of coffee agroforests increases insect abundance and diversity. *Agroforestry Systems* 69: 175-182

Ricketts TH (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158: 87-99

Rodewald AD, Yahner RH (2001) Landscape composition in forested landscapes: influence on avian community structure and associated mechanisms. *Ecology* 82: 3493-3504.

Russel GJ, Diamond JM, Pimm SL and Reed TM (1995) A century of turnover: community dynamics at three timescales. *Journal Animal Ecology* 68: 628-641

Schroth G, da Fonseca GAB, Harvey CA, Gascon C, Vasconcelos HL, Izac AN, Angelsen A, Finegan B, Kaimowitz D, Krauss U, Laurance SGW, Laurance WF, Nasi R, Naughton-Treves L, Niessen E, Richardson DM, Somarriba R, Tucker NI, Vincent G and Wilkie DS (2004) Conclusion: agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. In: Schroth G, da Fonseca GAB, Harvey CA, Gascon C, Vasconcelos HL and Izac AN (eds) *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*, pp 487-502, Island Press, Washington

Taylor PD, Fahrig L, Henein Ka and Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Dewenter-Steffan I and Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874

Turner IM and Corlett RT (1996) The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree* 11: 330-333

Uehara-Prado M, Brown KS and Freitas AVL (2007) Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. *Global Ecology and Biogeography* 16: 43-54

Vasconcelos RN (2008) Estrutura da comunidade de borboletas frugívoras em fragmentos de Floresta Atlântica e em plantações de eucalipto no extremo Sul da Bahia. Dissertation, Universidade Federal da Bahia

Veddeler D, Schulze CH, Steffan-Dewenter I, Buchori D and Tschardt T (2005) The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. *Biodiversity and Conservation* 14: 3577-3592

Weibull AC and Ostman O (2003) Species composition in agroecosystems: the effects of landscape, habitat and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4: 349-361

Wright SJ (2005) Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 553-560

Wright SJ and Muller-Landau HC (2006) The future of tropical forest species. *Biotropica* 38: 287-301

Zurita GA, Rey N, Varela DM, Villagra M and Bellocq MI (2006) Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird

communities from the local and regional perspectives. Forest Ecology and Management 235: 164-173

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1.** Abundância e riqueza de espécies de borboletas frugívoras nas unidades da paisagem na região do Baixo Sul da Bahia (Brasil). **(FP )** - Floresta primária **(FSM)** - Floresta secundária circundada por seringueiras manejadas **(FSC)** - Floresta secundária circundada por seringueiras associadas com capoeiras jovens, **(SM)** - Seringueiras manejadas, **(SC)** - seringueiras associadas com capoeiras jovens.\* representa as dez espécies mais abundantes.

**Tabela 2.** Índice de substituição de espécies nas cinco elementos da paisagem localizada na área pertencente a empresa Plantações Michelin Bahia (PMB) situada na região do Baixo Sul do estado da Bahia, Brasil. **(FP)** - Floresta primária **(FSM)** - Floresta secundária circundada por seringueiras manejadas **(FSC)** - Floresta secundária circundada por seringueiras associadas com capoeiras jovens, **(SM)** - Seringueiras manejadas, **(SC)** - seringueiras associadas com capoeiras jovens.

**Tabela 3.** Percentagem das contribuições total, individuais e acumuladas das cinco primeiras espécies de borboletas frugívoras para similaridade entre réplicas (SIMPER) nas unidades da paisagem na região do Baixo Sul da Bahia (Brasil). **(FP)** - Floresta primária **(FSM)** - Floresta secundária circundada por seringueiras manejadas **(FSC)** - Floresta secundária circundada por seringueiras associadas com capoeiras jovens, **(SM)** - Seringueiras manejadas, **(SC)** - seringueiras associadas com capoeiras jovens.

**Tabela 4.** Percentagem de contribuição da comunidade e das espécies para a dissimilaridade das cinco unidades da paisagem localizada na área pertencente a empresa Plantações Michelin Bahia (PMB) situada na região do Baixo Sul do estado da Bahia, Brasil

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1.** Localização das vinte unidades amostrais na área pertencente a empresa Plantações Michelin Bahia (PMB) situada na região do Baixo Sul do estado da Bahia, Brasil. Os elementos da paisagem são: floresta primária (círculos pretos), fragmentos com matriz seringueiras manejas (triângulos cinzas), fragmentos com matriz seringueiras com capoeiras (triângulos pretos), seringueiras manejadas (quadrados cinzas) e seringueiras associadas com capoeiras (quadrados pretos).

**Figura 2.** Distribuição das abundâncias das espécies de borboletas frugívoras as cinco unidades da paisagem localizada na área pertencente a empresa Plantações Michelin Bahia (PMB) situada na região do Baixo Sul do estado da Bahia, Brasil.

**Figura 3.** Curvas de rarefação baseada no acúmulo de indivíduos para as borboletas frugívoras nos cinco elementos da paisagem localizada na área pertencente a empresa Plantações Michelin Bahia (PMB) situada na região do Baixo Sul do estado da Bahia, Brasil.

**Figura 4.** Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) mostrando a organização das comunidades de borboletas frugívoras na paisagem localizada na área pertencente a empresa Plantações Michelin Bahia (PMB) situada na região do Baixo Sul do estado da Bahia, Brasil. FP= círculos pretos, FSM = triangulo brancos, FSC= triângulos pretos, SM = quadrados brancos e SC= quadrados pretos.



Tabela 1.

ESPÉCIE	ABUNDÂNCIA				
	FP	FSM	FSC	SM	SC
<b>BIBLIDINAE</b>	<b>51</b>	<b>101</b>	<b>83</b>	<b>32</b>	<b>106</b>
<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1780)	0	0	0	6	3
<i>Callicore pygas cyllene</i> (Doubleday, 1847)	0	0	0	0	1
<i>Catonephele acontius</i> (Linnaeus, 1771)	4	0	4	0	3
<i>Catonephele numilia</i> (Cramer 1775)	1	0	0	2	3
<i>Diaethria climena janera</i> (Felder, 1862)	0	1	0	0	2
<i>Eunica tatila</i> (Rerrich-Schäffer, 1855)	0	1	0	0	0
<i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767)	1	12	0	41	10
<i>Hamadryas arinome</i> (Lucas, 1853)	7	11	16	12	14
<i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758)	0	4	0	3	0
<i>Hamadryas laodamia</i> (Cramer, 1777)	0	1	0	0	0
<i>Hamadryas epinome</i> (Felder & Felder, 1867)	0	0	0	1	1
<i>Hamadryas februa</i> (Hübner, 1823)	1	11	0	12	4
<i>Myscelia orsis</i> (Drury, 1782) *	37	60	63	12	65
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)	0	0	0	3	0
<b>BRASSOLINAE</b>	<b>28</b>	<b>60</b>	<b>47</b>	<b>57</b>	<b>44</b>
<i>Caligo brasiliensis</i> (Felder, 1862)	6	7	11	3	10
<i>Caligo idomeneus</i> (Linnaeus, 1758)	7	1	9	0	4
<i>Caligo illioneus</i> (Cramer, 1775)	1	11	3	17	3
<i>Caligo teucer</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	2	0	1
<i>Catoblepia amphirhoe</i> (Hübner, 1825)	3	7	3	12	6
<i>Eryphanis polyxena</i> (Meerbeel, 1775)	4	9	9	4	5
<i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus, 1758)	2	15	5	17	5
<i>Opsiphanis invirae</i> (Hübner, 1808)	2	6	5	4	7
<i>Opsiphanis quiteria</i> (Stoll, 1780)	1	2	0	0	3
<b>CHARAXINAE</b>	<b>41</b>	<b>64</b>	<b>65</b>	<b>65</b>	<b>85</b>
<i>Agrias claudina</i> (Godart, 1824)	0	0	0	0	1
<i>Archaeoprepona amphimachus</i> (Fabricius, 1775)	4	1	1	0	2
<i>Archaeoprepona demophon</i> (Linnaeus, 1758)	24	13	14	9	15
<i>Archaeoprepona demophoon</i> (Hübner, 1814)	0	0	3	0	5
<i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775)	0	38	12	35	29

<i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777)	0	2	7	5	2
<i>Memphis appias</i> (Hübner, [1825])	0	4	19	3	14
<i>Memphis moruus</i> (Fabricius, 1775)	0	2	1	8	4
<i>Memphis</i> sp (Hübner, 1819)	1	0	3	1	2
<i>Prepona laertes</i> (Hübner, 1811)	1	1	3	4	8
<i>Prepona pheridamas</i> (Cramer, [1777])	10	0	2	0	1
<i>Siderone galanthis</i> (Cramer, 1775)	0	1	0	0	0
<i>Zaretis itys</i> (Cramer, 1777)	1	2	0	0	2
<b>MORPHINAE</b>	<b>67</b>	<b>46</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>12</b>
<i>Antirrhea archaea</i> (Hübner, 1822)	2	2	0	0	0
<i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1776)	64	42	12	8	12
<i>Morpho menelaus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	0
<i>Morpho telemachus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0
<b>NYMPHALINAE</b>	<b>54</b>	<b>112</b>	<b>77</b>	<b>125</b>	<b>75</b>
<i>Colobura dirce</i> (Linnaeus, 1758) *	51	105	75	98	50
<i>Historis acheronta</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	1
<i>Historis odius</i> (Fabricius, 1775)	0	7	2	26	24
<i>Tigridia acesa</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	0	0	0
<b>SATYRINAE</b>	<b>141</b>	<b>694</b>	<b>484</b>	<b>2247</b>	<b>657</b>
<i>Caeruleptychia brixius</i> (Godart, 1824)	0	1	2	1	0
<i>Capronnieria galesus</i> (Godart, 1824)	0	1	0	3	1
<i>Cepheuptychia cephus</i> (Fabricius, 1775)	2	8	8	1	3
<i>Chloreuptychia arnaea</i> (Fabricius, 1776) *	45	108	90	48	35
<i>Chloreuptychia chlorineme</i> (Hübner, 1819)	6	0	2	1	0
<i>Chloreuptychia herseis</i> (Godart, 1824)	5	0	0	0	0
<i>Cissia occypede</i> (Fabricius, 1777) *	5	98	50	242	89
<i>Cissia terrestris</i> (Butler, 1867)	0	6	0	36	19
<i>Erichthodes erichtho</i> (Butler, 1867)	0	6	9	3	3
<i>Haetera piera</i> (Linnaeus, 1758)	2	3	0	0	0
<i>Hermeuptychia fallax</i> (Felder & Felder, 1862)	0	2	0	35	3
<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius, 1775) *	0	9	2	204	19
<i>Magneuptychia alcinoe</i> (C. & R. Felder, 1867)	1	0	2	6	3
<i>Magneuptychia lea</i> (Cramer, 1780)	0	0	0	0	1
<i>Magneuptychia lybie</i> (Linnaeus, 1767) *	0	35	5	135	12
<i>Magneuptychia</i> (Forster, 1964)	0	8	1	31	2
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i> (Fabricius, 1776) *	5	79	33	294	104

<i>Paryphthimoides poltys</i> * (Prittwitz, 1865)	0	3	0	15	0
<i>Paryphthimoides phronius</i> (Godart, 1823)	0	0	0	1	1
<i>Pharneuptychia</i> sp1 (Forster, 1964)	0	21	0	66	41
<i>Pharneuptychia</i> sp2 (Forster, 1964)	0	8	2	6	17
<i>Pharneuptychia</i> sp3 (Forster, 1964)	0	0	0	1	0
<i>Pierella lamia</i> (Sulzer, 1776)	0	1	0	0	0
<i>Pierella lena</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	0	0	0
<i>Pseudodebis euptychidia</i> (Butler, 1868)	1	0	0	0	0
<i>Pseudodebis valentina</i> (Cramer, [1779])	4	1	99	6	42
Satyrinae sp1	0	0	0	2	0
<i>Splendeuptychia ambra</i> (Weymer, 1911)	0	0	4	0	0
<i>Taygetis celia</i> (Cramer 1782)	10	4	60	18	21
<i>Taygetis echo</i> (Cramer, [1775])	7	13	4	1	1
<i>Taygetis laches</i> (Fabricius, 1793) *	4	65	31	101	61
<i>Taygetis mermeria</i> (Cramer, [1776])	0	0	0	0	2
<i>Taygetis rectifascia</i> Weymer, 1907	0	2	2	1	0
<i>Taygetis rufomarginata</i> (Staudinger, 1888)	0	1	1	1	2
<i>Taygetis sosis</i> (Hopffer, 1874)	0	9	0	0	1
<i>Taygetis</i> sp1 (Hübner, 1819)	19	14	5	4	7
<i>Taygetis virgilia</i> (Cramer, 1776)*	22	75	53	168	75
<i>Yphthimoides renata</i> (Stoll, 1780)	0	0	1	3	0
<i>Yphthimoides</i> sp1 (Forster, 1964) *	2	112	18	812	92
<i>Yphthimoides</i> sp2 (Forster, 1964)	0	1	0	1	0
<b>ABUDÂNCIA TOTAL</b>	<b>382</b>	<b>1077</b>	<b>768</b>	<b>2594</b>	<b>979</b>
<b>RIQUEZA OBSERVADA</b>	<b>43</b>	<b>60</b>	<b>47</b>	<b>57</b>	<b>61</b>

TABELA 2.

Comparações entre período de amostragem	Floresta primária FP	Fragmentos Secundários		Seringueiras	
		FSM	FSC	SC	SM
<b>1X2</b>	56%	42%	51%	37%	37%
<b>1X3</b>	74%	45%	50%	45%	39%
<b>1X4</b>	76%	32%	56%	45%	32%
<b>2X3</b>	67%	45%	50%	52%	38%
<b>2X4</b>	71%	38%	43%	47%	40%
<b>3X4</b>	82%	45%	49%	48%	23%
<b>Média</b>	<b>71%</b>	<b>41%</b>	<b>50%</b>	<b>46%</b>	<b>35%</b>

TABELA 3.

HÁBITAT	CONTRIBUIÇÃO TOTAL%	ESPÉCIES	CONTRIBUIÇÃO%	
			INDIVIDUAL	ACUMULADA
FP	57,4	<i>Morpho helenor</i>	20,4	20,4
		<i>Colobura dirce</i>	14,7	35,1
		<i>Myscelia orsis</i>	13,0	48,1
		<i>Chloreuptychia arnaea</i>	12,9	61,0
		<i>Archaeoprepona demophon</i>	7,3	68,3
		<i>Taygetis sp1</i>	7,0	75,3
		<i>Taygetis virgilia</i>	5,3	80,6
		<i>Caligo brasiliensis</i>	2,1	82,7
		<i>Taygetis echo</i>	2,1	84,8
		<i>Chloreuptychia chlorineme</i>	1,8	86,6
		<i>Prepona pheridamas</i>	1,8	88,4
		<i>Hamadryas arinome</i>	1,5	89,9
		<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	1,3	91,2
FSM	58,8	<i>Chloreuptychia arnaea</i>	16,7	16,7
		<i>Colobura dirce</i>	11,6	28,3
		<i>Cissia occypede</i>	10,6	38,9
		<i>Taygetis virgilia</i>	9,4	48,3
		<i>Taygetis laches</i>	9,4	57,7
		<i>Myscelia orsis</i>	8,4	66,1
		<i>Yphthimoides sp1</i>	6,2	72,3
		<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	5,9	78,2
		<i>Morpho helenor</i>	3,3	81,6
		<i>Magneuptychia lybie</i>	2,5	84,0
		<i>Archaeoprepona demophon</i>	1,5	85,5
		<i>Opsiphanes cassiae</i>	1,5	87,0
		<i>Caligo illioneus</i>	1,4	88,4
		<i>Fountainea ryphea</i>	1,4	89,8
<i>Hamadryas arinome</i>	1,2	90,9		
FSC	50,7	<i>Chloreuptychia arnaea</i>	15,4	15,4
		<i>Colobura dirce</i>	14,4	29,8
		<i>Myscelia orsis</i>	14,0	43,8
		<i>Taygetis virgilia</i>	9,8	53,6
		<i>Cissia occypede</i>	8,7	62,3
		<i>Taygetis laches</i>	7,7	70,0
		<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	5,1	75,2
		<i>Archaeoprepona demophon</i>	2,9	78,1

		<i>Memphis appias</i>	2,7	80,8
		<i>Hamadryas arinome</i>	2,5	83,3
		<i>Ypthimoides sp1</i>	2,3	85,6
		<i>Erichthodes erichtho</i>	2,2	87,7
		<i>Taygetis celia</i>	1,6	89,4
		<i>Caligo brasiliensis</i>	1,6	91,0
<b>SM</b>	<b>64,3</b>	<i>Ypthimoides sp1</i>	33,0	33,0
		<i>Cissia occypede</i>	11,9	44,9
		<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	10,8	55,7
		<i>Hermeuptychia hermes</i>	7,7	63,4
		<i>Taygetis virgilia</i>	6,6	70,0
		<i>Magneuptychia lybie</i>	6,5	76,5
		<i>Taygetis laches</i>	4,4	80,9
		<i>Colobura dirce</i>	4,1	85,0
		<i>Hamadryas amphinome</i>	1,8	86,9
		<i>Historis odius</i>	1,3	88,2
		<i>Cissia terrestris</i>	1,3	89,5
		<i>Fountainea ryphea</i>	1,2	90,7
<b>SC</b>	<b>53,4</b>	<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	17,9	17,9
		<i>Myscelia orsis</i>	11,8	29,6
		<i>Cissia occypede</i>	9,8	39,4
		<i>Ypthimoides sp1</i>	9,2	48,7
		<i>Colobura dirce</i>	9,2	57,8
		<i>Taygetis virgilia</i>	7,3	65,1
		<i>Taygetis laches</i>	6,8	71,9
		<i>Fountainea ryphea</i>	4,0	75,9
		<i>Chloreuptychia arnaea</i>	3,8	79,6
		<i>Archaeoprepona demophon</i>	2,0	81,6
		<i>Hamadryas arinome</i>	1,7	83,3
		<i>Historis odius</i>	1,4	84,7
		<i>Pharneuptychia sp1</i>	1,4	86,1
		<i>Caligo brasiliensis</i>	1,2	87,3
		<i>Prepona laertes</i>	1,1	88,4
		<i>Morpho helenor</i>	1,1	89,5
		<i>Magneuptychia lybie</i>	1,0	90,5

TABELA 4.

FP x FSM	Dissimilaridade total = 63%				
	Espécies	Média de abundancia		Contribuição	
		FP	FSM	individual	acumulada
Yphthimoides sp1	0,50	28,00	10,63	10,63	
Cissia occypede	1,25	24,50	9,70	20,34	
Pareuptychia ocirrhoe	1,25	19,75	7,14	27,47	
Chloreuptychia arnaea	11,25	27,00	7,07	34,54	
Taygetis laches	1,00	16,25	7,01	41,55	
Colobura dirce	12,75	26,25	5,94	47,49	
Taygetis virgilia	5,50	18,75	5,67	53,16	
Morpho helenor	16,00	10,50	4,57	57,72	
Magneuptychia lybie	0,00	8,75	3,47	61,19	
Fountainea ryphea	0,00	9,50	3,43	64,62	
Myscelia orsis	9,25	15,00	3,04	67,67	
Pharneuptychia sp1	0,00	5,25	1,81	69,48	
Opsiphanes cassiae	0,50	3,75	1,79	71,26	
Taygetis echo	1,75	3,25	1,72	72,99	
Archaeoprepona demophon	6,00	3,25	1,57	74,55	
Taygetis sp1	4,75	3,50	1,30	75,86	
Taygetis celia	2,50	1,00	1,27	77,13	
Taygetis sosis	0,00	2,25	1,26	78,39	
Caligo illioneus	0,25	2,75	1,18	79,57	
Prepona pheridamas	2,50	0,00	1,14	80,71	
Hamadryas amphinome	0,25	3,00	1,09	81,79	
Eryphanis polyxena	1,00	2,25	1,03	82,83	
Hamadryas februa	0,25	2,75	0,98	83,81	
Hermeuptychia hermes	0,00	2,25	0,90	84,71	
Hamadryas arinome	1,75	2,75	0,80	85,51	
Caligo idomeneus	1,75	0,25	0,80	86,31	
Cepheuptychia cephus	0,50	2,00	0,79	87,10	
Magneuptychia	0,00	2,00	0,75	87,85	
Pharneuptychia sp2	0,00	2,00	0,73	88,58	
Chloreuptychia chlorineme	1,50	0,00	0,69	89,27	
Historis odius	0,00	1,75	0,68	89,94	
Catoblepia ampirhoe	0,75	1,75	0,62	90,56	

<b>FP x FSC</b>		<b>Dissimilaridade total =59,6%</b>		
<b>Espécies</b>	<b>Média de abundancia</b>		<b>Contribuição</b>	
	<b>FP</b>	<b>FSC</b>	<b>individual</b>	<b>acumulada</b>
Pseudodebis valentina	1,00	24,75	10,13	10,13
Morpho helenor	16,00	3,00	8,39	18,52
Chloreuptychia arnaea	11,25	22,50	7,20	25,73
Taygetis celia	2,50	15,00	6,84	32,57
Colobura dirce	12,75	18,75	6,76	39,33
Cissia occypede	1,25	12,50	6,07	45,40
Pareuptychia ocirrhoe	1,25	8,25	5,14	50,54
Taygetis virgilia	5,50	13,25	4,82	55,36
Myscelia orsis	9,25	15,75	4,31	59,67
Taygetis laches	1,00	7,75	4,08	63,75
Memphis appias	0,00	4,75	2,79	66,54
Yphthimoides sp1	0,50	4,50	2,34	68,88
Taygetis sp1	4,75	1,25	2,31	71,20
Hamadryas arinome	1,75	4,00	2,08	73,28
Archaeoprepona demophon	6,00	3,50	1,96	75,24
Prepona pheridamas	2,50	0,50	1,46	76,70
Fountainea ryphea	0,00	3,00	1,46	78,16
Eryphanis polyxena	1,00	2,25	1,45	79,60
Erichthodes erichtho	0,00	2,25	1,40	81,00
Caligo idomeneus	1,75	2,25	1,33	82,34
Caligo brasiliensis	1,50	2,75	1,25	83,59
Taygetis echo	1,75	1,00	1,13	84,72
Cepheuptychia cephus	0,50	2,00	1,06	85,78
Catonephele acontius	1,00	1,00	0,95	86,73
Opsiphanes cassiae	0,50	1,25	0,83	87,56
Opsiphanis invirae	0,50	1,25	0,80	88,36
Chloreuptychia chlorineme	1,50	0,50	0,77	89,13
Chloreuptychia herseis	1,25	0,00	0,76	89,89
Magneuptychia lybie	0,00	1,25	0,75	90,64

<b>FSM x FSC</b>		<b>Dissimilaridade total =49,3%</b>		
<b>Espécies</b>	<b>Média de abundancia</b>		<b>Contribuição</b>	
	<b>FP</b>	<b>FSC</b>	<b>individual</b>	<b>acumulada</b>
Yphthimoides sp1	28,00	4,50	9,73	9,73
Pseudodebis valentina	0,25	24,75	8,85	18,58
Cissia occypede	24,50	12,50	6,22	24,80



Pareuptychia ocirrhoe	19,75	8,25	6,01	30,82
Colobura dirce	26,25	18,75	5,44	36,25
Taygetis celia	1,00	15,00	5,36	41,62
Chloreuptychia arnaea	27,00	22,50	4,68	46,29
Morpho helenor	10,50	3,00	4,34	50,63
Taygetis laches	16,25	7,75	4,04	54,68
Fountainea ryphea	9,50	3,00	3,71	58,39
Taygetis virgilia	18,75	13,25	3,46	61,84
Magneuptychia lybie	8,75	1,25	3,05	64,89
Myscelia orsis	15,00	15,75	2,14	67,04
Memphis appias )	1,00	4,75	1,94	68,98
Pharneuptychia sp1	5,25	0,00	1,94	70,92
Taygetis echo	3,25	1,00	1,85	72,77
Taygetis sp1	3,50	1,25	1,57	74,35
Opsiphanes cassiae	3,75	1,25	1,55	75,90
Hamadryas arinome	2,75	4,00	1,30	77,20
Hamadryas amphinome	3,00	0,00	1,26	78,46
Taygetis sosis	2,25	0,00	1,24	79,70
Erichthodes erichtho	1,50	2,25	1,20	80,90
Caligo illioneus	2,75	0,75	1,12	82,03
Hamadryas februa	2,75	0,00	1,08	83,11
Cepheuptychia cephus	2,00	2,00	0,98	84,09
Caligo idomeneus	0,25	2,25	0,90	85,00
Caligo brasiliensis	1,75	2,75	0,89	85,88
Eryphanis polyxena	2,25	2,25	0,86	86,74
Pharneuptychia sp2	2,00	0,50	0,81	87,55
Magneuptychia sp1	2,00	0,25	0,74	88,30
Hypna clytemnestra	0,50	1,75	0,72	89,02
Hermeuptychia hermes	2,25	0,50	0,72	89,73
Archaeoprepona demophon	3,25	3,50	0,72	90,45

**FP x SM**

**Dissimilaridade total =88,1%**

Espécies	Média de abundancia		Contribuição	
	FP	FSC	individual	acumulada
<i>Ypthimoides sp1</i>	0,50	203,00	29,48	29,48
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	1,25	73,50	10,73	40,21
<i>Cissia occypede</i>	1,25	60,50	9,41	49,62
<i>Hermeuptychia hermes</i>	0,00	51,00	7,42	57,04
<i>Taygetis virgilia</i>	5,50	42,00	5,34	62,38
<i>Magneuptychia lybie</i>	0,00	33,75	5,20	67,59

<i>Taygetis laches</i>	1,00	25,25	3,56	71,15
<i>Pharneuptychia sp1</i>	0,00	16,50	2,52	73,68
<i>Morpho helenor</i>	16,00	2,00	2,34	76,02
<i>Colobura dirce</i>	12,75	24,50	2,26	78,27
<i>Chloreuptychia arnaea</i>	11,25	12,00	1,55	79,82
<i>Hamadryas amphinome</i>	0,25	10,25	1,51	81,32
<i>Hermeuptychia fallax</i>	0,00	8,75	1,46	82,78
<i>Fountainea ryphea</i>	0,00	8,75	1,41	84,19
<i>Cissia terrestris</i>	0,00	9,00	1,36	85,55
<i>Myscelia orsis</i>	9,25	3,00	1,14	86,69
<i>Magneuptychia sp1</i>	0,00	7,75	1,13	87,83
<i>Historis odius</i>	0,00	6,50	1,00	88,83
<i>Opsiphanes cassiae</i>	0,50	4,25	0,80	89,63
<i>Taygetis celia</i>	2,50	4,50	0,76	90,39

**FSM x SM**
**Dissimilaridade total =59,9%**

Espécies	Média de abundancia		Contribuição	
	FP	FSC	individual	acumulada
<i>Ypthimoides sp1</i>	28,00	203,00	30,64	30,64
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	19,75	73,50	9,56	40,20
<i>Hermeuptychia hermes</i>	2,25	51,00	8,52	48,72
<i>Cissia occypede</i>	24,50	60,50	6,79	55,52
<i>Magneuptychia lybie</i>	8,75	33,75	4,68	60,20
<i>Taygetis virgilia</i>	18,75	42,00	4,48	64,68
<i>Pharneuptychia sp1</i>	5,25	16,50	3,10	67,78
<i>Chloreuptychia arnaea</i>	27,00	12,00	3,02	70,80
<i>Colobura dirce</i>	26,25	24,50	2,48	73,28
<i>Myscelia orsis</i>	15,00	3,00	2,44	75,72
<i>Taygetis laches</i>	16,25	25,25	2,04	77,76
<i>Fountainea ryphea</i>	9,50	8,75	1,77	79,53
<i>Morpho helenor</i>	10,50	2,00	1,73	81,26
<i>Hermeuptychia fallax</i>	0,50	8,75	1,62	82,88
<i>Cissia terrestris</i>	1,50	9,00	1,43	84,31
<i>Hamadryas amphinome</i>	3,00	10,25	1,35	85,66
<i>Magneuptychia sp1</i>	2,00	7,75	1,07	86,73
<i>Historis odius</i>	1,75	6,50	0,88	87,61
<i>Taygetis celia</i>	1,00	4,50	0,74	88,35
<i>Opsiphanes cassiae</i>	3,75	4,25	0,70	89,05
<i>Taygetis echo</i>	3,25	0,25	0,69	89,74
<i>Parypthimoides poltys</i>	0,75	3,75	0,67	90,41

<b>FSC x SM</b>		<b>Dissimilaridade total =76,5%</b>		
<b>Espécies</b>	<b>Média de abundancia</b>		<b>Contribuição</b>	
	<b>FP</b>	<b>FSC</b>	<b>individual</b>	<b>acumulada</b>
<i>Yphthimoides sp1</i>	4,50	203,00	29,65	29,65
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	8,25	73,50	9,76	39,41
<i>Cissia occypede</i>	12,50	60,50	7,78	47,19
<i>Hermeuptychia hermes</i>	0,50	51,00	7,53	54,73
<i>Magneuptychia lybie</i>	1,25	33,75	5,11	59,83
<i>Taygetis virgilia</i>	13,25	42,00	4,43	64,26
<i>Pseudodebis valentina</i>	24,75	1,50	3,45	67,72
<i>Pharneuptychia sp1</i>	0,00	16,50	2,58	70,30
<i>Taygetis laches</i>	7,75	25,25	2,54	72,84
<i>Chloreuptychia arnaea</i>	22,50	12,00	2,38	75,23
<i>Taygetis celia</i>	15,00	4,50	2,25	77,47
<i>Myscelia orsis</i>	15,75	3,00	2,22	79,69
<i>Colobura dirce</i>	18,75	24,50	1,95	81,64
<i>Hamadryas amphinome</i>	0,00	10,25	1,58	83,22
<i>Hermeuptychia fallax</i>	0,00	8,75	1,47	84,69
<i>Cissia terrestris</i>	0,00	9,00	1,39	86,08
<i>Magneuptychia sp1</i>	0,25	7,75	1,12	87,20
<i>Fountainea ryphea</i>	3,00	8,75	1,10	88,31
<i>Historis odius</i>	0,50	6,50	0,93	89,24
<i>Opsiphanes cassiae</i>	1,25	4,25	0,73	89,97
<i>Memphis appias</i>	4,75	0,75	0,70	90,67

<b>FP x SC</b>		<b>Dissimilaridade total =68,4%</b>		
<b>Espécies</b>	<b>Média de abundancia</b>		<b>Contribuição</b>	
	<b>FP</b>	<b>FSC</b>	<b>individual</b>	<b>acumulada</b>
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	1,25	26,00	11,11	11,11
<i>Yphthimoides sp1</i>	0,50	23,00	8,95	20,06
<i>Cissia occypede</i>	1,25	22,25	8,58	28,64
<i>Morpho helenor</i>	16,00	3,00	6,20	34,84
<i>Taygetis virgilia</i>	5,50	18,75	5,80	40,65
<i>Taygetis laches</i>	1,00	15,25	5,62	46,27
<i>Pseudodebis valentina</i>	1,00	10,50	3,98	50,25
<i>Pharneuptychia sp1</i>	0,00	10,25	3,85	54,10
<i>Chloreuptychia arnaea</i>	11,25	8,75	3,32	57,42
<i>Myscelia orsis</i>	9,25	16,25	3,17	60,59
<i>Fountainea ryphea</i>	0,00	7,25	3,01	63,60

<i>Colobura dirce</i>	12,75	12,50	2,68	66,28
<i>Taygetis celia</i>	2,50	5,25	2,53	68,81
<i>Historis odius</i>	0,00	6,00	2,27	71,08
<i>Hermeuptychia hermes</i>	0,00	4,75	1,78	72,87
<i>Cissia terrestris</i>	0,00	4,75	1,77	74,64
<i>Pharneuptychia sp2</i>	0,00	4,25	1,72	76,36
<i>Taygetis sp1</i>	4,75	1,75	1,70	78,05
<i>Archaeoprepona demophon</i>	6,00	3,75	1,60	79,65
<i>Memphis appias</i>	0,00	3,50	1,31	80,96
<i>Magneuptychia lybie</i>	0,00	3,00	1,22	82,18
<i>Prepona pheridamas</i>	2,50	0,25	1,11	83,30
<i>Hamadryas arinome</i>	1,75	3,50	0,96	84,26
<i>Hamadryas amphinome</i>	0,25	2,50	0,95	85,21
<i>Caligo idomeneus</i>	1,75	1,00	0,82	86,02
<i>Eryphanis polyxena</i>	1,00	1,25	0,75	86,77
<i>Prepona laertes</i>	0,25	2,00	0,73	87,50
<i>Taygetis echo</i>	1,75	0,25	0,72	88,22
<i>Chloreuptychia chlorineme</i>	1,50	0,00	0,70	88,92
<i>Catoblepia amphirhoe</i>	0,75	1,50	0,62	89,54
<i>Chloreuptychia herseis</i>	1,25	0,00	0,57	90,12

**FSM x SC**

**Dissimilaridade total =46,3%**

Espécies	Média de abundancia		Contribuição	
	FP	FSC	individual	acumulada
<i>Ypthimoides sp1</i>	28,00	23,00	9,54	9,54
<i>Chloreuptychia arnaea</i>	27,00	8,75	8,02	17,56
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	19,75	26,00	6,30	23,86
<i>Cissia occypede</i>	24,50	22,25	5,79	29,65
<i>Colobura dirce</i>	26,25	12,50	5,68	35,33
<i>Taygetis virgilia</i>	18,75	18,75	4,97	40,31
<i>Pharneuptychia sp1</i>	5,25	10,25	4,55	44,86
<i>Pseudodebis valentina</i>	0,25	10,50	4,23	49,10
<i>Morpho helenor</i>	10,50	3,00	3,82	52,91
<i>Fountainea ryphea</i>	9,50	7,25	3,75	56,66
<i>Taygetis laches</i>	16,25	15,25	3,51	60,17
<i>Magneuptychia lybie</i>	8,75	3,00	2,71	62,88
<i>Taygetis celia</i>	1,00	5,25	2,14	65,02
<i>Historis odius</i>	1,75	6,00	2,12	67,15
<i>Pharneuptychia sp2</i>	2,00	4,25	1,78	68,92
<i>Cissia terrestris</i>	1,50	4,75	1,77	70,70

<i>Hermeuptychia hermes</i>	2,25	4,75	1,76	72,46
<i>Taygetis echo</i>	3,25	0,25	1,69	74,15
<i>Taygetis sp1</i>	3,50	1,75	1,53	75,67
<i>Opsiphanes cassiae</i>	3,75	1,25	1,52	77,19
<i>Hamadryas amphinome</i>	3,00	2,50	1,45	78,64
<i>Myscelia orsis</i>	15,00	16,25	1,37	80,01
<i>Memphis appias</i>	1,00	3,50	1,32	81,33
<i>Taygetis sosis</i>	2,25	0,25	1,16	82,49
<i>Caligo illioneus</i>	2,75	0,75	1,00	83,50
<i>Hamadryas februa</i>	2,75	1,00	0,99	84,49
<i>Hamadryas arinome</i>	2,75	3,50	0,83	85,32
<i>Cepheuptychia cephus</i>	2,00	0,75	0,80	86,12
<i>Erichthodes erichtho</i>	1,50	0,75	0,78	86,90
<i>Prepona laertes</i>	0,25	2,00	0,75	87,65
<i>Catoblepia amphirhoe</i>	1,75	1,50	0,75	88,40
<i>Eryphanis polyxena</i>	2,25	1,25	0,72	89,12
<i>Archaeoprepona demophon</i>	3,25	3,75	0,69	89,81
<i>Magneuptychia sp1</i>	2,00	0,50	0,68	90,49

### FSC x SC

Dissimilaridade total =51,7%

Espécies	Média de abundancia		Contribuição	
	FP	FSC	individual	acumulada
<i>Pseudodebis valentina</i>	24,75	10,50	10,85	10,85
<i>Ypthimoides sp1</i>	4,50	23,00	7,99	18,84
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	8,25	26,00	7,84	26,68
<i>Taygetis celia</i>	15,00	5,25	6,30	32,98
<i>Chloreuptychia arnaea</i>	22,50	8,75	6,29	39,27
<i>Cissia occypede</i>	12,50	22,25	5,61	44,88
<i>Taygetis virgilia</i>	13,25	18,75	5,30	50,17
<i>Colobura dirce</i>	18,75	12,50	4,98	55,16
<i>Pharneuptychia sp1</i>	0,00	10,25	4,17	59,33
<i>Taygetis laches</i>	7,75	15,25	4,09	63,42
<i>Historis odius</i>	0,50	6,00	2,39	65,81
<i>Fountainea ryphea</i>	3,00	7,25	2,36	68,17
<i>Cissia terrestris</i>	0,00	4,75	1,92	70,09
<i>Myscelia orsis</i>	15,75	16,25	1,91	72,00
<i>Hermeuptychia hermes</i>	0,50	4,75	1,87	73,87
<i>Memphis appias</i>	4,75	3,50	1,66	75,53
<i>Pharneuptychia sp2</i>	0,50	4,25	1,60	77,13
<i>Hamadryas arinome</i>	4,00	3,50	1,37	78,50

<i>Morpho helenor</i>	3,00	3,00	1,35	79,85
<i>Hamadryas amphinome</i>	0,00	2,50	1,00	80,86
<i>Magneuptychia lybie</i>	1,25	3,00	1,00	81,85
<i>Caligo idomeneus</i>	2,25	1,00	0,96	82,81
<i>Eryphanis polyxena</i>	2,25	1,25	0,89	83,70
<i>Caligo brasiliensis</i>	2,75	2,50	0,85	84,55
<i>Archaeoprepona demophon</i>	3,50	3,75	0,85	85,40
<i>Taygetis sp1</i>	1,25	1,75	0,82	86,22
<i>Cepheuptychia cephus</i>	2,00	0,75	0,79	87,02
<i>Hypna clytemnestra</i>	1,75	0,50	0,74	87,76
<i>Catonephele acontius</i>	1,00	0,75	0,72	88,47
<i>Erichthodes erichtho</i>	2,25	0,75	0,71	89,18
<i>Catoblepia amphirhoe</i>	0,75	1,50	0,67	89,85
<i>Opsiphanes cassiae</i>	1,25	1,25	0,65	90,51

**SM x SC**

**Dissimilaridade total =61,6%**

Espécies	Média de abundancia		Contribuição	
	FP	FSC	individual	acumulada
<i>Ypthimoides sp1</i>	203,00	23,00	31,35	31,35
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	73,50	26,00	8,13	39,48
<i>Hermeuptychia hermes</i>	51,00	4,75	8,05	47,53
<i>Cissia occypede</i>	60,50	22,25	7,24	54,77
<i>Magneuptychia lybie</i>	33,75	3,00	5,65	60,42
<i>Taygetis virgilia</i>	42,00	18,75	4,93	65,35
<i>Pharneuptychia sp1</i>	16,50	10,25	3,09	68,44
<i>Myscelia orsis</i>	3,00	16,25	2,63	71,07
<i>Colobura dirce</i>	24,50	12,50	2,54	73,61
<i>Taygetis laches</i>	25,25	15,25	2,41	76,01
<i>Pseudodebis valentina</i>	1,50	10,50	1,89	77,91
<i>Chloreuptychia arnaea</i>	12,00	8,75	1,84	79,74
<i>Hermeuptychia fallax</i>	8,75	0,75	1,60	81,34
<i>Hamadryas amphinome</i>	10,25	2,50	1,50	82,85
<i>Magneuptychia</i>	7,75	0,50	1,27	84,12
<i>Taygetis celia</i>	4,50	5,25	1,23	85,34
<i>Cissia terrestris</i>	9,00	4,75	1,21	86,55
<i>Historis odius</i>	6,50	6,00	0,91	87,46
<i>Fountainea ryphea</i>	8,75	7,25	0,90	88,36
<i>Opsiphanes cassiae</i>	4,25	1,25	0,85	89,21
<i>Caligo illioneus</i>	4,25	0,75	0,73	89,94
<i>Pharneuptychia sp2</i>	1,50	4,25	0,71	90,65

FIGURA 1.

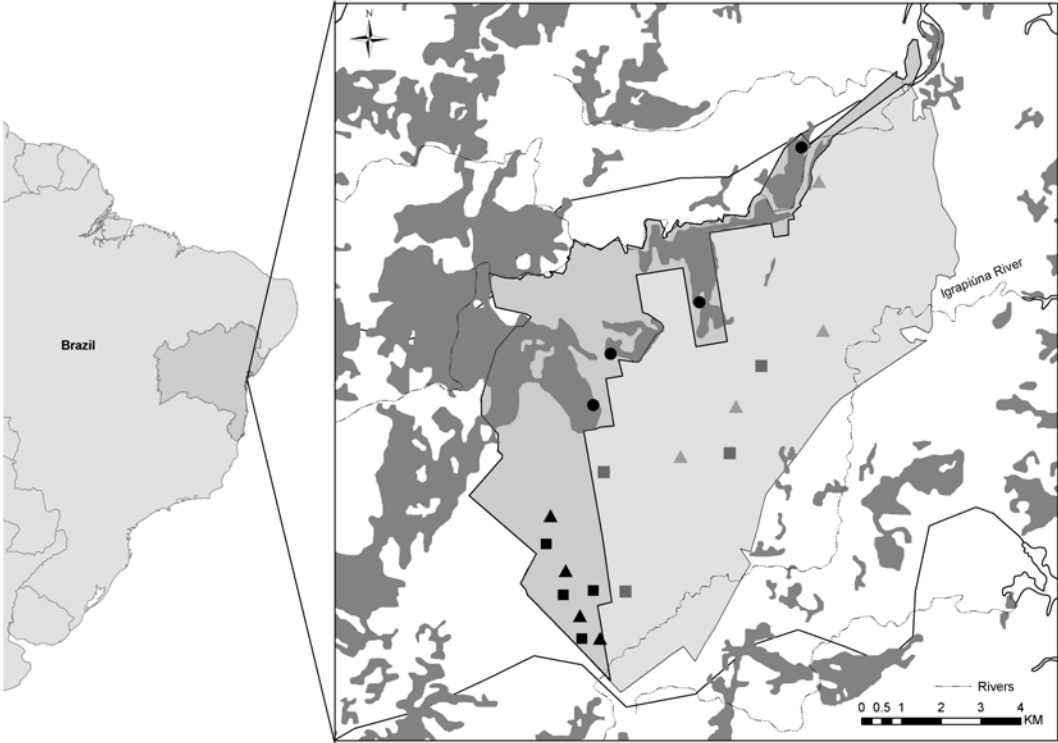


FIGURE 2.

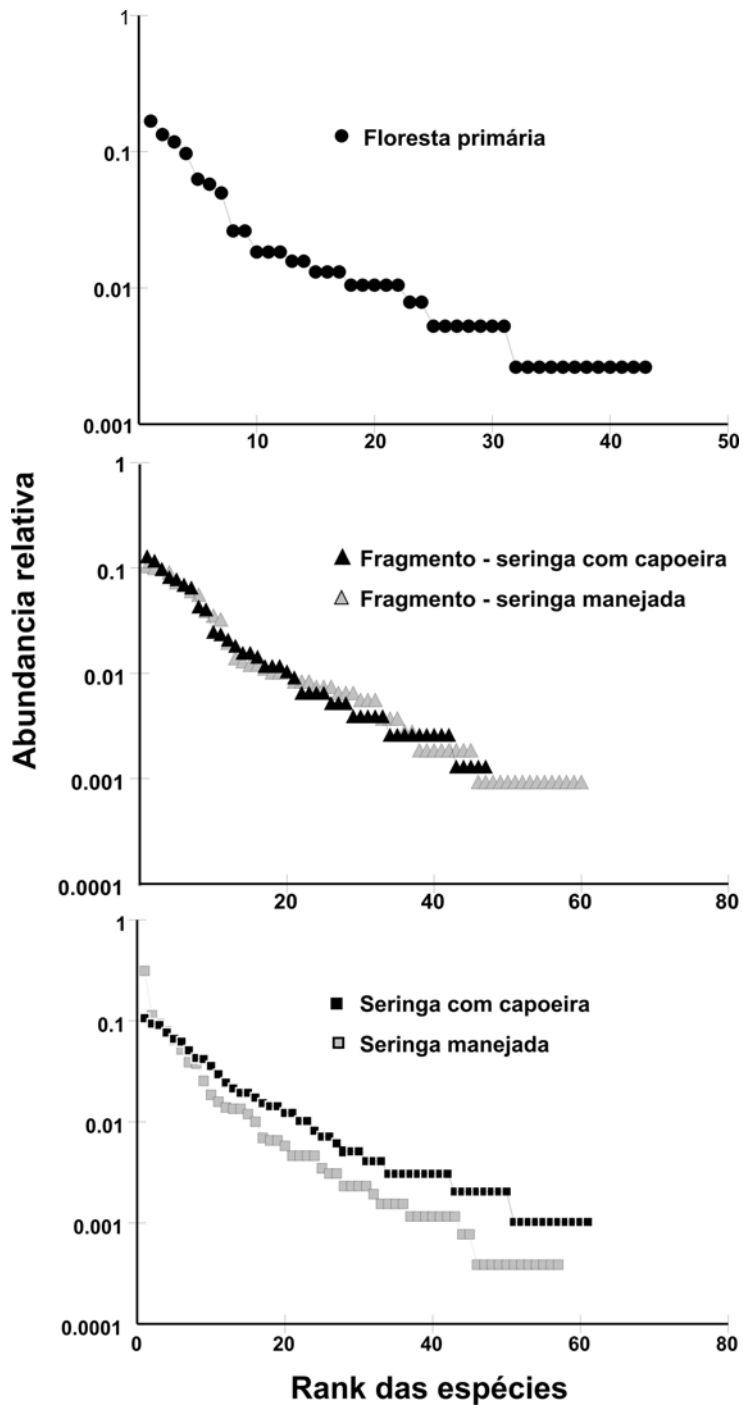




FIGURE 3.

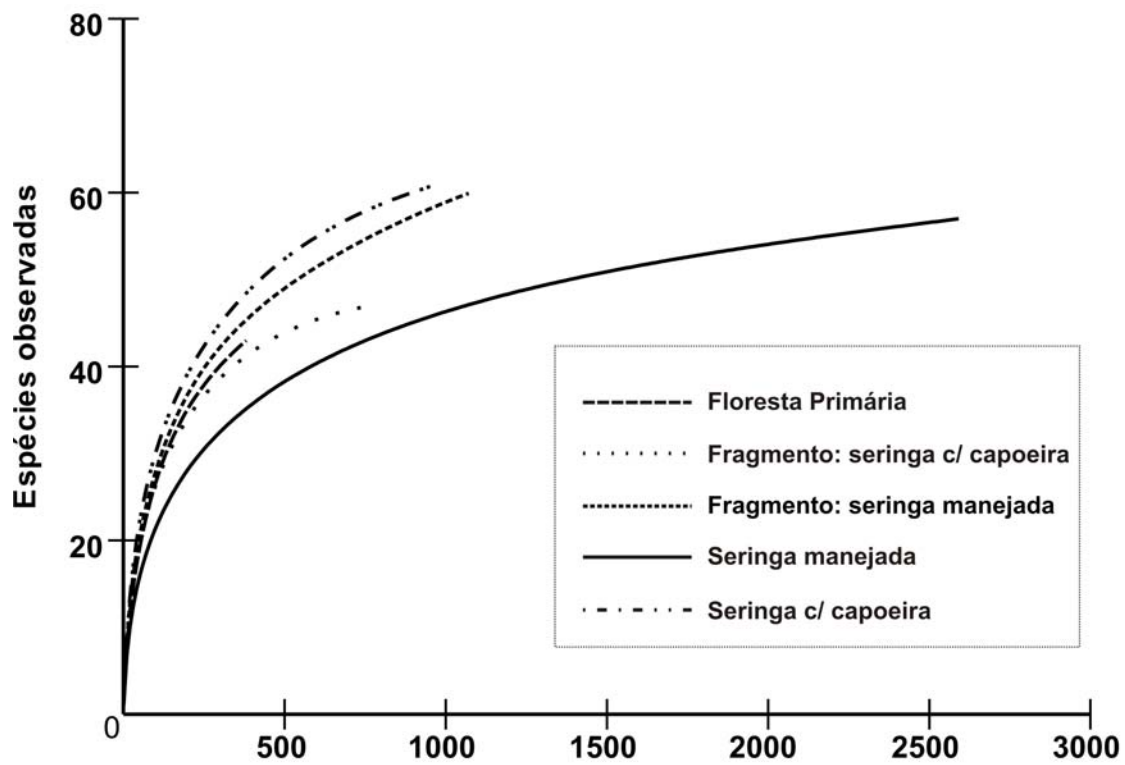
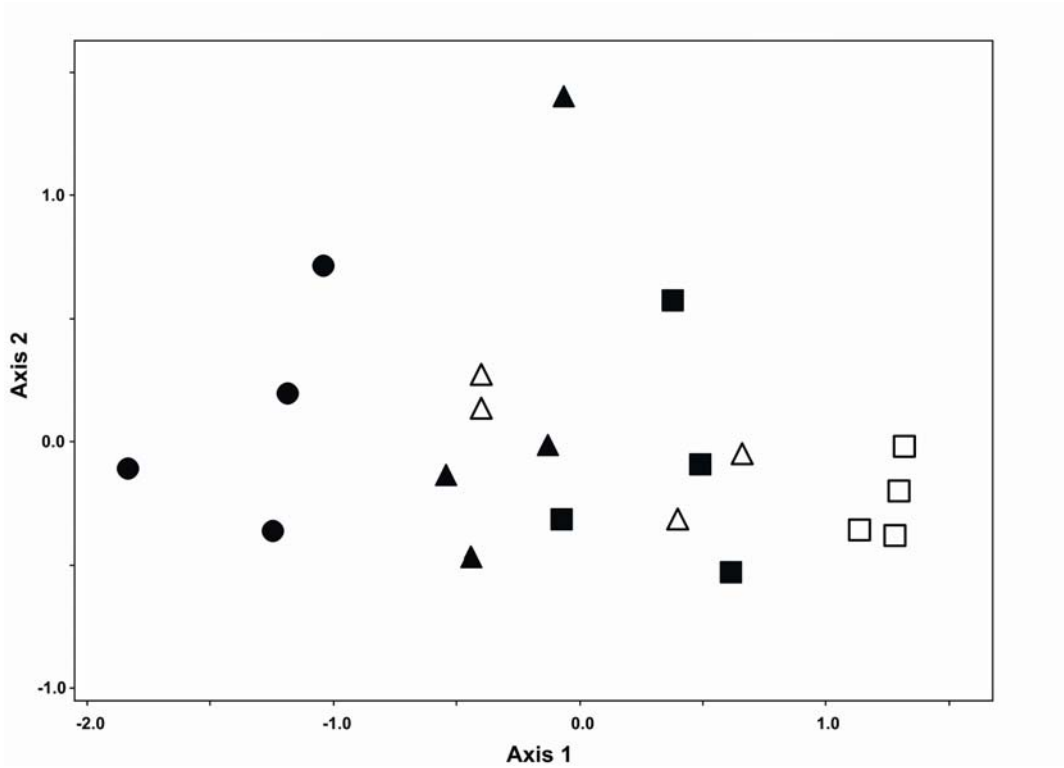


FIGURE 4.



**NORMAS PARA SUBMISSÃO DE ARTIGOS A SEREM PUBLICADOS NO  
PERIÓDICO *Biodiversity and Conservation***

**Online Manuscript Submission**

Springer now offers authors, editors and reviewers of *Biodiversity & Conservation* the option of using our fully web-enabled online manuscript submission and review system. To keep the review time as short as possible (no postal delays!), we encourage authors to submit manuscripts online to the journal's editorial office. Our online manuscript submission and review system offers authors the option to track the progress of the review process of manuscripts in real time. Manuscripts should be submitted to: <http://bioc.edmgr.com>

The online manuscript submission and review system for *Biodiversity & Conservation* offers easy and straightforward log-in and submission procedures. This system supports a wide range of submission file formats: for manuscripts - Word, WordPerfect, RTF, TXT and LaTeX; for figures - TIFF, GIF, JPEG, EPS, PPT, and Postscript.

**NOTE:** By using the online manuscript submission and review system, it is NOT necessary to submit the manuscript also in printout + disk. In case you encounter any difficulties while submitting your manuscript on line, please get in touch with the responsible Editorial Assistant by clicking on "CONTACT US" from the tool bar. The journal also publishes Editorials, Comments and Research notes. These types of articles should be submitted to the Journals Editorial Office in the usual way, but authors should clearly indicate that they are Editorials, Comments or Research notes.

**Electronic figures**

Electronic versions of your figures must be supplied. For vector graphics, EPS is the preferred format. For bitmapped graphics, TIFF is the preferred format. The following resolutions are optimal: line figures - 600 - 1200 dpi; photographs

- 300 dpi; screen dumps - leave as is. Colour figures can be submitted in the RGB colour system. Font-related problems can be avoided by using standard fonts such as Times Roman, Courier and Helvetica.

### **Colour figures**

Springer offers two options for reproducing colour illustrations in your article. Please let us know what you prefer: 1) Free online colour. The colour figure will only appear in colour on **www.springer.com** and not in the printed version of the journal. 2) Online and printed colour. The colour figures will appear in colour on our website and in the printed version of the journal. The charges are EUR 950/USD 1150 per article.

### **Language**

We appreciate any efforts that you make to ensure that the language is corrected before submission. This will greatly improve the legibility of your paper if English is not your first language.

### **Manuscript Presentation**

The journal's language is English. British English or American English spelling and terminology may be used, but either one should be followed consistently throughout the article. Leave adequate margins on all sides to allow reviewers' remarks. Please double-space all material, including notes and references. Quotations of more than 40 words should be set off clearly, either by indenting the left-hand margin or by using a smaller typeface. Use double quotation marks for direct quotations and single quotation marks for quotations within quotations and for words or phrases used in a special sense.

Number the pages consecutively with the first page containing:

running head (shortened title)

title

author(s)

affiliation(s)

full address for correspondence, including telephone and fax number  
and e-mail address

### **Abstract**

Please provide a short abstract of 100 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

### **Key words**

Please provide 5 to 10 key words or short phrases in alphabetical order.

### **Abbreviations**

Abbreviations and their explanations should be collected in a list.

### **Symbols and units**

Please use the recommended SI units.

### **Nomenclature**

The correct names of organisms conforming with the international rules of nomenclature must be used. Descriptions of new taxa should not be submitted unless a specimen has been deposited in a recognized collection and it is designated as a type strain in the paper. Biodiversity and Conservation uses the same conventions for the genetics nomenclature of bacteria, viruses,

transposable elements, plasmids and restriction enzymes as the American Society for Microbiology journals.

## **Figures**

All photographs, graphs and diagrams should be referred to as a 'Figure' and they should be numbered consecutively (1, 2, etc.). Multi-part figures ought to be labelled with lower case letters (a, b, etc.). Please insert keys and scale bars directly in the figures. Relatively small text and great variation in text sizes within figures should be avoided as figures are often reduced in size. Figures may be sized to fit approximately within the column(s) of the journal. Provide a detailed legend (without abbreviations) to each figure, refer to the figure in the text and note its approximate location in the margin. Please place the legends in the manuscript after the references.

## **Tables**

Each table should be numbered consecutively (1, 2, etc.). In tables, footnotes are preferable to long explanatory material in either the heading or body of the table. Such explanatory footnotes, identified by superscript letters, should be placed immediately below the table. Please provide a caption (without abbreviations) to each table, refer to the table in the text and note its approximate location in the margin. Finally, please place the tables after the figure legends in the manuscript.

## **Section headings**

First-, second-, third-, and fourth-order headings should be clearly distinguishable but not numbered.

## **Appendices**

Supplementary material should be collected in an Appendix and placed before the Notes and Reference sections.

## **Notes**

Please use endnotes rather than footnotes. Notes should be indicated by consecutive superscript numbers in the text and listed at the end of the article before the References. A source reference note should be indicated by means of an asterisk after the title. This note should be placed at the bottom of the first page.

## **Cross-referencing**

In the text, a reference identified by means of an author's name should be followed by the date of the reference in parentheses and page number(s) where appropriate. When there are more than two authors, only the first author's name should be mentioned, followed by 'et al.'. In the event that an author cited has had two or more works published during the same year, the reference, both in the text and in the reference list, should be identified by a lower case letter like 'a' and 'b' after the date to distinguish the works.

*Examples:*

Winograd (1986, p. 204)

(Winograd 1986a, b)

(Winograd 1986; Flores et al. 1988)

(Bullen and Bennett 1990)

## **Acknowledgements**

Acknowledgements of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the References.

## References

1. Journal article:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 341:325–329

2. Inclusion of issue number (optional):

Saunders DS (1976) The biological clock of insects. *Sci Am* 234(2):114–121

3. Journal issue with issue editor:

Smith J (ed) (1998) Rodent genes. *Mod Genomics J* 14(6):126–233

4. Journal issue with no issue editor:

*Mod Genomics J* (1998) Rodent genes. *Mod Genomics J* 14(6):126–233

5. Book chapter:

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) *The rise of modern genomics*, 3rd edn. Wiley, New York

6. Book, authored:

South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*. Blackwell, London

7. Book, edited:

Smith J, Brown B (eds) (2001) *The demise of modern genomics*. Blackwell, London

8. Chapter in a book in a series without volume titles:

Schmidt H (1989) Testing results. In: Hutzinger O (ed) *Handbook of environmental chemistry*, vol 2E. Springer, Berlin Heidelberg New York, p 111

9. Chapter in a book in a series with volume title:



Smith SE (1976) Neuromuscular blocking drugs in man. In: Zaimis E (ed) Neuromuscular junction. Handbook of experimental pharmacology, vol 42. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp593–660

10. Proceedings as a book (in a series and subseries):

Zowghi D et al (1996) A framework for reasoning about requirements in evolution. In: Foo N, Goebel R (eds) PRICAI'96: topics in artificial intelligence. 4th Pacific Rim conference on artificial intelligence, Cairns, August 1996. Lecture notes in computer science (Lecture notes in artificial intelligence), vol 1114. Springer, Berlin Heidelberg New York, p 157

11. Proceedings with an editor (without a publisher):

Aaron M (1999) The future of genomics. In: Williams H (ed) Proceedings of the genomic researchers, Boston, 1999

12. Proceedings without an editor (without a publisher):

Chung S-T, Morris RL (1978) Isolation and characterization of plasmid deoxyribonucleic acid from *Streptomyces fradiae*. In: Abstracts of the 3rd international symposium on the genetics of industrial microorganisms, University of Wisconsin, Madison, 4–9 June 1978

13. Paper presented at a conference:

Chung S-T, Morris RL (1978) Isolation and characterization of plasmid deoxyribonucleic acid from *Streptomyces fradiae*. Paper presented at the 3rd international symposium on the genetics of industrial microorganisms, University of Wisconsin, Madison, 4–9 June 1978

14. Patent:

Name and date of patent are optional

Norman LO (1998) Lightning rods. US Patent 4,379,752, 9 Sept 1998

15. Dissertation:

Trent JW (1975) Experimental acute renal failure. Dissertation, University of California

16. Institutional author (book):

International Anatomical Nomenclature Committee (1966) *Nomina anatomica*. Excerpta Medica, Amsterdam

17. Non-English publication cited in an English publication:

Wolf GH, Lehman P-F (1976) *Atlas der Anatomie*, vol 4/3, 4th edn. Fischer, Berlin. [NB: Use the language of the primary document, not that of the reference for "vol" etc.!]

18. Non-Latin alphabet publication:

The English translation is optional.

Marikhin VY, Myasnikova LP (1977) *Nadmolekulyarnaya struktura polimerov* (The supramolecular structure of polymers). Khimiya, Leningrad

19. Published and In press articles with or without DOI:

19.1 In press

Wilson M et al (2006) References. In: Wilson M (ed) *Style manual*. Springer, Berlin Heidelberg New York (in press)

19.2. Article by DOI (with page numbers)

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med* 78:74–80. DOI 10.1007/s001090000086

19.3. Article by DOI (before issue publication with page numbers)

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med* (in press). DOI 10.1007/s001090000086

19.4. Article in electronic journal by DOI (no paginated version)

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. Dig J Mol Med. DOI 10.1007/s801090000086

## 20. Internet publication/Online document

Doe J (1999) Title of subordinate document. In: The dictionary of substances and their effects. Royal Society of Chemistry. Available via DIALOG. [http://www.rsc.org/dose/title of subordinate document](http://www.rsc.org/dose/title%20of%20subordinate%20document). Cited 15 Jan 1999

### 20.1. Online database

Healthwise Knowledgebase (1998) US Pharmacopeia, Rockville.

<http://www.healthwise.org>. Cited 21 Sept 1998

Supplementary material/private homepage

Doe J (2000) Title of supplementary material. <http://www.privatehomepage.com>. Cited 22 Feb 2000 University site

Doe J (1999) Title of preprint. <http://www.uni-heidelberg.de/mydata.html>. Cited 25 Dec 1999 FTP site

Doe J (1999) Trivial HTTP, RFC2169. <ftp://ftp.isi.edu/in-notes/rfc2169.txt>. Cited 12 Nov 1999

Organization site

ISSN International Centre (1999) Global ISSN database. <http://www.issn.org>. Cited 20 Feb 2000

## **Proofs**

Proofs will be sent to the corresponding author. One corrected proof, together with the original, edited manuscript, should be returned to the Publisher within three days of receipt by mail (airmail overseas).

## **Offprints**

Fifty offprints of each article will be provided free of charge. Additional offprints can be ordered by means of an offprint order form supplied with the proofs.

### **Page charges and colour figures**

No page charges are levied on authors or their institutions. Colour figures are published at the author's expense only.

### **Copyright**

Authors will be asked, upon acceptance of an article, to transfer copyright of the article to the Publisher. This will ensure the widest possible dissemination of information under copyright laws.

### **Permissions**

It is the responsibility of the author to obtain written permission for a quotation from unpublished material, or for all quotations in excess of 250 words in one extract or 500 words in total from any work still in copyright, and for the reprinting of figures, tables or poems from unpublished or copyrighted material.

### **Springer Open Choice**

In addition to the normal publication process (whereby an article is submitted to the journal and Access to that article is granted to customers who have purchased a subscription), Springer now provides an alternative publishing option: Springer Open Choice. A Springer Open Choice article receives all the benefits of a regular subscription-based article, but in addition is made available publicly through Springer's online platform SpringerLink. To publish via Springer Open Choice, upon acceptance please visit [www.springer.com/openchoice](http://www.springer.com/openchoice) to complete the relevant order form and provide the required payment information. Payment must be received in full before

publication or articles will publish as regular subscription-model articles. We regret that Springer Open Choice cannot be ordered for published articles.

### **Additional information**

Additional information can be obtained from:

*Biodiversity and Conservation*

Springer

P.O. Box 17

3300 AA Dordrecht

The Netherlands

Fax: 78-6576254

Internet: <http://www.springer.com>