

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



JULIO ERNESTO BAUMGARTEN

**“USO DE HÁBITAT POR MORCEGOS FILOSTOMÍDEOS EM
UM MOSAICO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA DO SUL
DA BAHIA, BRASIL: UMA ABORDAGEM EM DUAS ESCALAS”**

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
JULIO ERNESTO BAUMGARTEN
X Eleonore Setz
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese apresentada ao Instituto de Biologia
para obtenção do Título de **Doutor** em
Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz

Campinas, 2009

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

B327u

Baumgarten, Julio Ernesto

Uso de habitat por morcegos filostomídeos em um mosaico florestal na Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil: uma abordagem em duas escalas / Julio Ernesto Baumgarten. – Campinas, SP: [s.n.], 2009.

Orientadora: Eleonore Zulnara Freire Setz.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Seleção de habitat. 2. Habitat (Ecologia). 3. Phyllostomidae. 4. Caverna. 5. Asas - Morfologia. I. Setz, Eleonore Zulnara Freire, 1953-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(rodt/ib)

Título em inglês: Habitat use by phyllostomidae bats in a Forest mosaic in southern Bahia, Brazil: an approaching in two scales.

Palavras-chave em inglês: Habitat selection; Habitat (Ecology); Phyllostomidae; Caverna; Wings - Morphology.

Área de concentração: Ecologia.

Titulação: Doutor em Ecologia.

Banca examinadora: Eleonore Zulnara Freire Setz, Ludmilla Moura de Souza Aguiar, Helena de Godoy Bergallo, Emerson Monteirol Vieira, João Vasconcellos Neto.

Data da defesa: 19/08/2009.

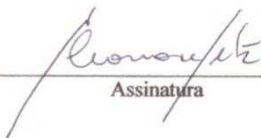
Programa de Pós-Graduação: Ecologia.

Campinas, 19 de agosto de 2009

BANCA EXAMINADORA

Dr (a)

Prof(a). Dr(a) .Eleonore Zulnara Freire Setz. (Orientador(a))


Assinatura

Prof(a). Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar


Assinatura

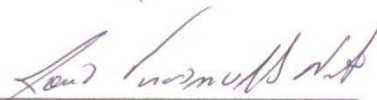
Prof(a). Dr(a) Helena de Godoy Bergallo


Assinatura

Prof(a). Dr(a) .Emerson Monteiro Vieira


Assinatura

Prof(a). Dr(a) João Vasconcellos Neto


Assinatura

Prof(a). Dr(a) Renata Pardini

Assinatura

Prof(a). Dr(a) Paulo Inácio de Knegt López de Prado

Assinatura

Prof(a). Dr(a) André Victor Lucci Freitas

Assinatura

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho foi possível devido à colaboração de diversos profissionais, instituições, colegas e amigos: Sou profundamente grato a todos e peço desculpas por não citar todos nominalmente.

À UNICAMP, por me abrigar no programa de doutoramento e pelo apoio institucional;

À CAPES pela bolsa de estudos recebida

À Universidade Estadual de Santa Cruz, por abrigar o Projeto RestaUna e viabilizar a sua execução e apoio financeiro;

Ao PROBIO - PRONABIO/ MMA - CNPq/BIRD-GEF e toda a sua equipe pelo financiamento ao Projeto RestaUna, do qual esta tese faz parte.

Ao WWF Brasil pelo auxílio financeiro concedido.

Ao Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia (IESB) pelo apoio institucional recebido.

Ao IBAMA pelas licenças de coleta concedidas e pelo apoio dado através do Diretor da Reserva Biológica de Una, Saturnino de Souza à todos os pesquisadores do projeto RestaUna.

À minha orientadora, Eleonore Setz, por ter me aceitado no programa de doutoramento na UNICAMP, pelo apoio e pela confiança depositada em mim.

Aos membros da pré-banca, Ludmilla Aguiar e Emerson Vieira pela leitura crítica da primeira versão d trabalho

Aos professores Thomas Lewinsohn e Woody Benson pelo enorme estímulo intelectual que proporcionaram desde o primeiro contato.

À Nancy Simmons, por ter possibilitado minha vista ao American Museum of Natural History, para identificação dos morcegos;

Ao professor Sérgio Rosso, pelas valiosas sugestões no desenvolvimento dos métodos

À toda tripulação do projeto RestaUna, especialmente à Deborah, Renata, Gustavo, Rudi, Matheus Zeca e Mariano

Aos Colegas da UESC que deram apoio em momentos fundamentais. Devo um agradecimento especial ao professor Max de Menezes pela amizade e por nunca desistir de procurar solução para todas as dificuldades.

Aos proprietários rurais que permitiram o desenvolvimento do projeto em suas fazendas.

A todos aqueles colegas, amigos, alunos e estagiários que ajudaram nas atividades de coleta de dados. Sou particularmente grato à Solange pela dedicação e pela amizade durante todo o desenvolvimento das atividades de campo.

À minha querida Deborah que participou de todas as etapas desse trabalho e nunca me deixou desistir.

ÍNDICE

Agradecimentos	4
Resumo	7
Abstract	9
Prólogo	11
Capítulo 1 - Uso de hábitat por morcegos filostomídeos: riqueza, diversidade e abundância de espécies em um mosaico florestal na região sul da Bahia, Brasil	19
Capítulo 2 - Estrutura do habitat: complexidade e grau de obstrução da vegetação e ecomorfologia dos morcegos filostomídeos da Mata Atlântica do sul da Bahia	58
Capítulo 3 - Comparação da resposta de morcegos filostomídeos, pequenos mamíferos escansoriais e aves frugívoras a um gradiente de complexidade e grau de obstrução do sbosque em florestas do sul da Bahia	96
Conclusões gerais	120

RESUMO

As características do habitat são um fator determinante na definição da riqueza e abundância das comunidades. A associação dos organismos com ambientes específicos é determinada pelas demandas e possibilidades de exploração dos recursos de cada espécie. Morcegos da família Phyllostomidae são animais com grande mobilidade que utilizam o voo através da vegetação para localizar e ter acesso dos seus principais recursos. Os filostomídeos formam um grupo de mamíferos fortemente associados às florestas tropicais. A região sul da Bahia representa a maior área contínua com cobertura florestal sob o domínio atlântico que ainda permanece no nordeste brasileiro. Essas florestas remanescentes são, de fato, um mosaico composto por florestas nativas e plantações sombreadas de cacau (*Theobroma cacao*), localmente conhecidas como cabruças. O presente estudo investiga como a fauna de morcegos se distribui neste mosaico complexo em uma paisagem fragmentada da região cacaueira abordando a questão a partir de duas escalas distintas. Em uma paisagem desse mosaico no município de Ilhéus, BA, foi investigado: (1) como a riqueza, abundância, diversidade e composição de espécies de morcegos se comportam na conversão de florestas em cabruças, (2) como estes parâmetros sofrem influência da distância da cabruca a floresta mais próxima e (3) as alterações destes padrões em cabruças mais intensamente manejadas, com maior desbaste da cobertura de dossel. Em uma escala menor, foi investigada a importância do arranjo espacial da vegetação do subosque de florestas nativas e cabruças, em sítios localizados nos municípios de Ilhéus e Una, na estruturação das assembléias de morcegos, considerando-se, principalmente as características morfológicas das espécies presentes. Para tanto foi desenvolvido um método, baseado no uso de fotografias, de onde foram extraídas métricas descritoras da complexidade e grau de obstrução da vegetação presente nos sítios amostrados. As respostas dos morcegos a esses descritores foram comparadas às respostas das assembléias de pequenos mamíferos escansoriais e aves frugívoras de subosque encontradas em estudos anteriores realizados nos mesmos sítios de amostragem. Os resultados corroboram estudos anteriores mostrando que as comunidades de morcegos em cabruças do sul da Bahia são mais ricas, diversas e abundantes e com composição de espécies diferenciada das florestas, sendo importantes matrizes capazes de manter uma grande quantidade de espécies em uma escala de paisagem. Ao contrário do previsto, o aumento da intensidade de manejo ou da distância da floresta parece não afetar os padrões das variáveis estudadas para a comunidade como um todo ou para as espécies mais abundantes nas florestas. A riqueza de morcegos foi significativa e negativamente correlacionada ao grau de obstrução e à complexidade da vegetação do subosque. Espécies de morcegos com características

morfológicas que implicam um vôo energeticamente mais custoso tenderam a não estarem presentes em habitats mais densos e complexos. Morcegos, aves frugívoras e pequenos mamíferos escansoriais respondem de forma diferente aos descritores utilizados, sugerindo formas diferentes de percepção e exploração dos recursos presentes no subosque das florestas da região.

ABSTRACT

Habitat features play a major role influencing species richness and abundance in local communities. The association between a given organism and habitat types is closely determined by the way each species exploits the available resources. Phyllostomide bats comprise a group of species with great mobility, performing highly maneuverable flights through complex and clutter vegetation in order to detect and access their main food resources. As conspicuous features of the Neotropical forests in general, these bats comprise speciose assemblages along the Atlantic rainforest, a biome drastically reduced, fragmented and disturbed. In the southern region of Bahia state lies the largest areas of the Atlantic forests remaining from the entire northeastern Brazil, although these remnants comprise in fact a mosaic of native forests and shade cacao plantations (*Theobroma cacao*), locally known as cabruças. The present study investigates how the Phyllostomidae bats are distributed along this complex forest mosaic, approaching this question in two different spatial scales. At the landscape scale, it was investigated how the richness, abundance, diversity and composition of bat species are influenced by (1) the conversion of native forests into cabruças; (2) according to the distance of a given cabruça to a native forest remnants and by (3) differences in management intensity among shade plantations, mostly determined by the level of canopy cover left. At a lower spatial scale, the question investigated focused on whether the spatial arrangement of the understory vegetation in a given site could influence the structure of bat assemblages, taking into account morphological features of the species locally present. To accomplish for this goal, a new method was developed to extract a range of metrics needed to describe the complexity and clutter level of the vegetation at each sampling site. The outcomes of the bat assemblages were compared with those achieved for scant small mammals and understory frugivorous bird assemblages sampled along the same sites. Overall, the results corroborate previous studies showing that cabruças comprise richer, more abundant, more diverse and distinct bat assemblages than those reported for the forest habitats, being important matrix habitats maintaining rich assemblages in a landscape scale. Apparently, neither the distance from a native forest nor the management intensity of a given cabruça seems to influence the bat structure patterns. Nevertheless, at a lower spatial scale, bat species richness was significantly and negatively correlated with the obstruction and complexity level of the understory vegetation. Bat species with morphological features associated with flights that are energetically more costly tended to be absent from more dense and clutter habitats. Bats, birds and small mammals showed different responses relatively to the spatial descriptors applied, probably

reflecting differences in the way that each biological group perceive and exploit the understory space and its associated resources.

PRÓLOGO

O habitat de um organismo determina quais, e em quais condições, os recursos necessários ao seu desenvolvimento e reprodução estão presentes. O grau de associação entre indivíduos e ambientes com características definidas varia em função das demandas e possibilidades de exploração dos recursos intrínsecas a cada espécie. Em última instância, as características do habitat são um fator determinante na definição da riqueza e abundância das comunidades e o estudo da seleção de habitat torna-se importante para a investigação da distribuição da diversidade.

A compreensão dos padrões de diversidade em diferentes habitats e em diferentes escalas é uma das questões mais importantes em ecologia, tanto sob o ponto de vista teórico como o da conservação (Huston 1994). Dessa forma, a identificação dos fatores que definem a estrutura, composição e abundância de comunidades ecológicas tem sido o objeto de muitos estudos em ecologia (e.g., MacArthur and MacArthur 1961, Ricklefs 1987, Ricklefs and Schluter 1993, Gaston 2000).

Apesar da existência de alguns modelos que descrevem a estrutura das assembléias locais apenas como sub-amostras da assembléia regional (Caley and Schluter 1997), é razoável supor que muitos fatores locais atuem, interferindo na sua estruturação. Assim, historicamente a investigação sobre a estruturação de assembléias e dos fatores que determinam sua riqueza e abundância foi intensivamente abordada sob a perspectiva derivada das teorias de competição e do nicho ecológico, onde os processos dominantes atuam principalmente na escala do habitat percebido pelo organismo. Apesar da grande maioria dos estudos sobre estruturação de comunidades terem sido realizados abordando essas escalas locais (Williams *et al.* 2002), vários trabalhos têm demonstrado a dependência da escala nos parâmetros das comunidades ecológicas em diferentes tipos de ecossistemas e grupos taxonômicos (e.g. Whittaker 1972, Ricklefs 1987, Caley e Schluter 1997, Robison *et al.* 2000, Lawton *et al.* 1993, Brown *et al.* 2000).

Está claro que questões referentes à relação entre uso do habitat e diversidade de espécies demandam estudos comparativos sobre os padrões observados em diferentes escalas espaciais. Nesses estudos devem ser levados em consideração os efeitos da escala local, associados fundamentalmente à teoria do nicho ecológico, e àqueles associados a escalas superiores, como efeitos da paisagem e biogeográficos. Esses efeitos, considerados em diversas escalas, podem

afetar, de diferentes maneiras, as comunidades ecológicas. (Ricklefs 1987, Wiens 1989a, Schluter and Ricklefs 1993).

Vários processos que operam na escala de paisagem e/ou escalas menores podem contribuir na definição na estrutura de comunidades. Por exemplo, o movimento dos indivíduos dentro do habitat afeta a variabilidade temporal e espacial nas assembléias locais (Schluter and Ricklefs 1993), enquanto que o movimento dos indivíduos entre habitats pode exacerbar a riqueza de espécies por adicionar espécies que estão apenas se deslocando e não são capazes de realmente se estabelecer permanentemente nestes locais (Gaston 1996, Southwood 1996). Por outro lado, diversidade do habitat, competição, perturbação, pré adaptação e interações ecológicas podem limitar a riqueza local (Wiens 1989).

Um dos fatores freqüentemente citados como relacionado à diversidade das comunidades é a heterogeneidade do habitat. A heterogeneidade pode ser entendida como variação temporal ou espacial (ao longo de um gradiente horizontal) do habitat em diversas escalas (August 1983). Essa heterogeneidade pode afetar a diversidade por proporcionar diferentes oportunidades de nicho (escala local) e distribuição não homogênea de recursos (escalas espacialmente maiores). A chamada “hipótese da heterogeneidade do habitat”, como ficou conhecida, é um marco na teoria ecológica (e.g Simpson 1949 MacArthur e Wilson 1967, Lack 1969). Ela assume que habitats estruturalmente complexos podem prover mais nichos e diferentes modos de exploração dos recursos ambientais, aumentando a diversidade de espécies (Bazzaz 1975)

Na maior parte dos casos a comunidade de plantas determina a estrutura física do ambiente e, assim, a complexidade do habitat, influenciando fortemente a distribuição das espécies animais (Lawton 1983, McCoy e Bell, 1991, MacArthur e MacArthur 1961). O modo como os organismos percebem e exploram o ambiente é depende de varias características intrínsecas a cada espécie como, por exemplo, modo de locomoção e sistemas sensoriais. Particularmente, a mobilidade afeta a escala na qual a heterogeneidade do ambiente é percebida.

Numa escala um pouco maior, a heterogeneidade do ambiente representa o arranjo em que os habitats adequados a cada espécie estão definidos na paisagem ou região. Esse arranjo é, por sua vez, determinado por diversos fatores físicos, biogeográficos e históricos. Atualmente, a alteração do ambiente devido a redução, exclusão, perturbação e a criação e manutenção de sistemas agro-florestais tornou-se um fator especialmente importante na definição das comunidades naturais na região tropical.

A redução de área e a fragmentação são particularmente importantes nas florestas tropicais, que juntas abrigam mais da metade do total de espécies de plantas e animais que habitam o globo terrestre (Wilson 1988). A paisagem resultante do processo de ocupação humana é formada por fragmentos de diversos tamanhos da fisionomia original imersos em uma matriz que contém vários elementos que podem variar muito na capacidade de abrigar espécies da biota original. Alguns desses elementos podem ser muito inóspitos, como pastagens e monoculturas, enquanto outros, como sistemas agro-florestais, podem contribuir de maneira relevante para a persistência de muitas espécies nativas.

Como os organismos apresentam níveis de tolerância distintos frente às perturbações, as respostas dos diferentes grupos taxonômicos à matriz presente em áreas fragmentadas variam bastante (Laurance 1990, 1991a; Malcolm 1997; Gascon *et al.* 1999). Algumas espécies podem persistir ou mesmo serem favorecidas, enquanto outras, menos tolerantes, tendem a ser mais vulneráveis, mantendo-se restritas aos fragmentos remanescentes de seu hábitat natural e ao entorno dos mesmos (Bierregard *et al.* 1997; Gascon *et al.* 1999).

A Mata Atlântica está entre as florestas tropicais mais diversificadas e ameaçadas de todo o mundo. Hoje, esse bioma encontra-se reduzido a 7.6% da sua área inicial de quase 1.3 milhões de km² de florestas que se distribuíam numa faixa de 4.000 km de norte a sul ao longo da costa brasileira (Ministério do Meio Ambiente 1999). No entanto, a Mata Atlântica ainda abriga aproximadamente 7% do total de espécies conhecidas em todo o mundo, e destas pelo menos 389 delas endêmicas (Conservation International do Brasil *et al.* 2001).

Incluído na região do domínio da Mata Atlântica, o sul da Bahia ainda possui proporcionalmente mais áreas de floresta que o restante da região nordestina coberta originalmente por essa formação florestal. Em grande parte, a persistência de florestas nessa região se deve à cultura do cacau (*Theobroma cacao*), cultivo dominante na região. O plantio do cacau é predominantemente feito sob o sistema conhecido como cabruca, onde os estratos inferiores da floresta são retirados e substituídos pelos pés de cacau e parte das árvores responsáveis pela formação do dossel são mantidas. Apesar de representarem sistemas alterados quanto à florística e mantidos artificialmente, as cabruças mantêm uma estrutura semelhante a uma floresta simplificada (Alves 1990) e são utilizadas por diversas espécies de animais associadas a florestas. Entre essas, há representantes de grupos ecologicamente distintos como aves, pequenos mamíferos não voadores e morcegos (Alves 1990; Moura 1999, Faria *et al.* 2007, Pardini *et al.* 2009). A análise da variação nas respostas à essas florestas simplificadas por parte desses grupos distintos pode ajudar na

elucidação dos padrões de uso de hábitat por esses animais e também na avaliação da resistência dos mesmos à perturbações antrópicas.

Os morcegos formam um grupo de vertebrados bastante diversificado em florestas tropicais (Findley 1993). De cerca de 250 espécies de mamíferos encontrados na Mata Atlântica, pelo menos 96 são morcegos (Marinho-Filho & Sazima 1998). Dentre essas, a família Phyllostomidae é especialmente diversificada, abrigando espécies que podem apresentar hábito alimentar frugívoro, nectarívoro, sanguívoro, insetívoro ou carnívoro. Ainda apresentam grande variação no modo como exploram o ambiente e na sua mobilidade. Algumas espécies possuem grande capacidade de deslocamento de dispersão, sendo que muitas podem apresentar movimentos e padrões de uso múltiplo de hábitat dentro de uma determinada escala de paisagem (Estrada *et al.* 1993; Walsh & Harris 1996; Law *et al.* 1999). Essas características fazem com que esse grupo seja especialmente interessante para avaliação de uso de hábitat pelas espécies componentes. Em paisagens modificadas pelas atividades humanas algumas espécies de morcegos, que apresentem alta mobilidade e requerimentos mais generalistas quanto ao habitat e dieta, podem eventualmente ser beneficiadas, enquanto que aquelas de menor mobilidade e mais especializadas tendem a ter mais dificuldades de se manter nesses ambientes (Estrada & Coates-Estrada 2002)

Objetivos e organização deste estudo

O objetivo geral do estudo foi investigar fatores importantes para a determinação do uso do habitat por morcegos filostomídeos que exploram o subosque das florestas do sul da Bahia. A questão foi abordada a partir de duas escalas diferentes: (1) o uso dos habitats presentes em uma paisagem antropizada predominantemente composta por sistemas agro-florestais (cabruças), fragmentos florestais e pastagens e (2) o uso do habitat em função das características estruturais do subosque das florestas e cabruças que esses morcegos utilizam na região.

O estudo está estruturado em três capítulos independentes apresentados no formato de artigos. O primeiro capítulo foca os padrões de riqueza e diversidade de morcegos no mosaico florestal da região de Ilhéus, avaliando a utilização dos componentes florestais da paisagem, fragmentos e plantações de cacau, pelas diferentes espécies presentes. O segundo capítulo aborda a associação entre a estrutura espacial do subosque com características morfológicas das espécies de morcegos e sua riqueza e abundância em plantações de cacau e fragmentos florestais da região de Una e Ilhéus, no sul da Bahia. Por fim, o terceiro capítulo compara o padrão de respostas da

comunidade de morcegos às variações da estrutura espacial do habitat com as respostas observadas para pequenos mamíferos arborícolas e escansoriais e aves frugívoras do subosque dos componentes do mosaico florestal da região de Una

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, M. C.. 1990. The role of cacao plantations in the conservation of the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. Master Thesis, University of Florida. Gainesville, Florida.
- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64:1495-1507.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56, 485–488.
- Bierregaard, Jr. R. O.; W. F. Laurance, J. W. Sites Jr., A. J. Lynam, R. K. Didham, M. Andersen, C. Gascon, M. D. Tocher, A. P. Smith, V. M. Viana, T. E. Lovejoy, K. E. Sieving, E. A. Kramer, C. Restrepo, e C. Moritz. 1997. Key priorities for the study of fragmented tropical ecosystems. Em: Laurance, W. F. and Bierregaard Jr., R. O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, 515-525.
- Brown, J. H., B. J. Fox, and D. A. Kelt. 2000. Assembly rules: desert rodent communities are structured at scales from local to continental. *the american naturalist* 156:314-321
- Caley, M. J., and D. Schluter. 1997. The relationship between local and regional diversity. *Ecology* 78:70-80.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, e SEMAD- Instituto Estadual de Florestas- MG. 2001. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/SBF, Brasília.

- Estrada, A., R. Coates-Estrada, e D. Meritt Jr.. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* **16**(4): 309-318.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*: 103 (2002) 237–245.
- Faria, D., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Laps, R.R., 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.
- Findley, J. F.. 1993. Bats: a community perspective. Cambridge University Press.
- Gascon, C., T.E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P.C. Sttoufer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher, e S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* **91**: 223-229.
- Gaston, K. 1996. Biodiversity: a biology of numbers and difference. Blackwell Scientific, Carlton, Australia.
- Gaston, K. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- Huston. M.A. 1994 *Biological Diversity. The Co-Existence of Species in Changing Landscapes.* Cambridge University Press. Cambridge
- Laurance, W. F.. 1990. Comparative response of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71:641-653.
- Laurance, W. F.. 1991a. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* **5**: 79-89.
- Law, B. S., J. Anderson, e M. Chidel. 1999. Bat commnunities in a fragmented forest landscape on the south-west slopes of New South Wales, Australia. *Biological Conservation* **88**:333–345.
- Lawton, J.H. 1983 Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*, 28, 23–39.
- MacArthur, R. H., and J. W. MacArthur. 1961. On bird spe- cies diversity. *Ecology* 42:594-598.

- Malcolm, J. R.. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. Em: Laurance, W. F., Bierregaard Jr., R. O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, 207-221.
- Marinho-Filho, J. S., e I. Sazima. 1998. Brazilian Bats and conservation biology: a first survey. In: *Bat biology and conservation*. Kunz, T. H., and P. A. Racey (eds). Smithsonian Institution Press.
- McCoy, E.D. & Bell, S.S. 1991 Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space* (ed. by S.S. Bell, E.D. McCoy and H.R. Mushinsky), pp. 3–27. Chapman & Hall, London.
- Ministério do Meio Ambiente. 1999. Diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica. Caderno nº 13. Brasília, DF, Brasil.
- Moura, R. T.. 1999. Análise comparativa da estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em remanescentes de Mata Atlântica e plantio de cacau em sistema de cabruca no Sul da Bahia. Dissertação de Mestrado. PG- Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Pardini, R., D. Faria, G. Accacio, R. Laps, E. Mariano-Neto, M. L. B. Paciencia, M. Dixo, and J. Baumgarten. in press. 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*.
- Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171.
- Ricklefs, R. E., and D. Schluter. 1993. Species diversity: regional and historical influences. Pages 350-363 in R. E. Ricklefs and D. Schluter, editors. *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Robinson, W. D., J. D. Brawn, and S. K. Robinson. 2000. Forest bird community structure in central Panama: influence of spatial scale and biogeography. *Ecological Monographs* 70:209-235.

- Schluter, D., and R. E. Ricklefs. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. Pages 1-10 in R. E. Ricklefs and D. Schluter, editors. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Southwood, T. R. E. 1996. Natural communities: structure and dynamics. Philosophical Transactions of the Royal Society of London 351:1113-1129.
- Walsh, A. L., and S. Harris. 1996. Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. Journal of Applied Ecology 33:508-518.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21:213-251.
- Wiens, J. A. 1989. The ecology of bird communities: foundations and patterns. Cambridge University Press, Sydney, Australia.
- Williams, S. E., H. Marsh and J. Winter. 2002. Spatial Scale, Species Diversity, and Habitat Structure: Small Mammals in Australian Tropical Rain Forest. Ecology, Vol. 83, No. 5, (May, 2002), pp. 1317-1329
- Wilson, E. O.. 1988. The current state of biodiversity. In E. O. Wilson (ed.). Biodiversity.

Uso de hábitat por morcegos filostomídeos: riqueza, diversidade e abundância de espécies em um mosaico florestal na região sul da Bahia, Brasil.

INTRODUÇÃO

A região cacauzeira do sul da Bahia destaca-se como uma das áreas de maior importância biológica dentro do bioma da Mata Atlântica (CI Brasil *et al.* 2001), pois além de abrigar uma grande riqueza de espécies da fauna e flora, sendo um importante bolsão de endemismo para vários grupos biológicos (CI Brasil *et al.* 2001), ainda representa o maior remanescente de mata atlântica de todo o nordeste brasileiro. No entanto, a cobertura florestal na região sul da Bahia é, de fato, composta por um complexo mosaico que inclui fragmentos de mata atlântica em vários tamanhos e níveis de perturbação, e plantações sombreadas de cacau (*Theobroma cacao*). Essa espécie é o principal produto agrícola da região (Alger 1998). Por ser uma planta característica do sub-bosque (Young 1994), o cacau no sul da Bahia é sempre cultivado à sombra de algumas árvores. Esses sistemas de manejo envolvem tanto o consórcio do cacau com árvores exóticas, como seringueiras (*Hevea brasiliensis*) e algumas leguminosas (*Erythrina* sp), quanto também em um sistema tradicional, conhecido como cabruca, no qual o sombreamento se dá com espécies nativas. De fato mais de 330.000 ha, aproximadamente 40% do que restou de cobertura florestal no sul da Bahia é representado por cabruças (May & Rocha 1996).

Apesar da similaridade com florestas, as cabruças são sistemas muito perturbados, resultando em uma severa redução na composição de espécies de plantas, com a remoção de 90% do dossel e 100% do subosque nativo (Mori *et al.* 1983, Alves 1990, Sambuich 2002). Ainda assim, é também nestas “florestas de cacau” que parte da riqueza de árvores nativas é ainda encontrada (Alves 1990, Sambuich 2002, Rolim e Chiarello 2004). Além disso, por manterem uma estrutura florestal mais simplificada, embora ainda estratificada, e por conterem parte das espécies de árvores nativas do dossel (Alves 1990, Faria & Baumgarten 2007), as cabruças são utilizadas por várias espécies de animais florestais nativos. Entre essas, destacam-se uma espécie recém descoberta de ave (*Acrobatormis fonscai*), e dois primatas endêmicos do sul da Bahia, o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) e o macaco-prego-do-peito-amarelo (*Cebus apella xantosternus*) (Dietz *et al.* 1996, Pacheco *et al.* 1996). Nenhum outro sistema agrícola no sul da Bahia mostra um potencial tão alto para servir de habitat, corredor florestal, "stepping stone" ou ambiente tampão capaz de mitigar os efeitos negativos da redução da floresta nativa e seu isolamento como a cabruca (Alves 1990, Schroth *et al.* 2004). Considerando a importância da representação regional das cabruças, é improvável que qualquer estratégia desenhada para conservar a biota desta importante região da Mata Atlântica seja bem sucedida se não levar em conta a importância dessas áreas manejadas em uma escala regional.

Neste sentido, um dos maiores desafios para qualquer estratégia de conservação englobando as cabruças consiste em compreender até que ponto estes sistemas agro-florestais podem suportar a biota florestal original destas regiões. Por exemplo, tem sido demonstrado que a representatividade de manchas de floresta nativas na paisagem influencia fortemente a riqueza local de aves e mamíferos terrestres nas cabruças, sugerindo que algumas espécies são capazes de usar as cabruças apenas de uma forma limitada (Faria *et al.* 2006), como habitats de menor qualidade ou áreas tecnicamente conhecidas como escoadouros populacionais (Alves 1990; Dietz *et al.* 1996; Rice & Greenberg 2000). Faria *et al.* (2006, 2007) mostraram que cabruças inseridas em paisagens com maior representatividade de florestas também são capazes de abrigar assembléias mais ricas e diversas de aves e morcegos, embora a existência destes sistemas agroflorestais garanta a presença de comunidades ricas e representativas em uma escala regional. Além disso, estudos anteriores sugerem que, de forma geral, existe uma relação entre a riqueza ou presença de espécies e a distância, ou o grau de isolamento entre remanescentes e entre estes e áreas de cultivo (Estrada *et al.* 1993). Faria & Baumgarten (2007), amostrando morcegos em duas plantações de cacau distantes a pelo menos 5 km de remanescentes mostraram que duas espécies comuns em florestas preservadas em Una, *Rhinophylla pumilio* e *Artibeus obscurus* foram raramente observadas nestas plantações.

Além da histórica substituição das florestas pela lavoura cacaueira, é fato que o futuro das cabruças no sul da Bahia encontra-se ameaçado. Devido à crise da lavoura cacaueira desencadeada pela expansão de um fungo conhecido como “vassoura de bruxa” (*Crinipellis pernicioso*), parte crescente das cabruças tradicionais vem sendo substituída por plantações de cacau com variedades clonadas mais resistentes a doença. Estas plantações mais modernas, chamadas de clonadas, são implementadas junto com um conjunto de medidas de manejo que inclui, além da intensificação de podas, um maior desbaste do dossel, com um aumento na diversidade de cultivares consorciados com o cacau, como banana e outras frutíferas, também usadas para o sombreamento em substituição das árvores nativas. Não existem trabalhos mostrando quais de fato são as espécies, da flora e da fauna, que podem ser encontradas nestas áreas clonadas, embora esta investigação seja extremamente importante para se determinar impacto desta substituição para a biota regional.

Os morcegos são importantes componentes da fauna associada a sistemas florestais. Esses animais compõem a terceira ordem de mamíferos mais rica em espécies, e nos Neotrópicos chegam a contribuir com mais da metade do número de espécies dessa classe em uma dada localidade (Fleming *et al.* 1972; Bonaccorso 1979). A grande diversidade de espécies está também associada a uma extraordinária diversificação trófica, incluindo espécies frugívoras, nectarívoras, piscívoras,

insetívoras e hematófagas (Findley 1993) o que torna este grupo de mamíferos importantes vetores na condução de diversos processos ecológicos que contribuem para a manutenção da dinâmica e funcionalidade dos ecossistemas tropicais (Altringham 1996). Morcegos Neotropicais, particularmente os da família Phyllostomidae, possuem uma grande associação com ambientes florestais, sendo relatadas diversas alterações nos padrões de estrutura destas comunidades (riqueza, abundância, diversidade) quando habitats nativos sofrem perturbação antrópica. Após 16 anos de inventários biológicos no sul da Bahia, foram registradas cerca de 60 espécies de morcegos, 46 pertencentes a família Phyllostomidae, sendo que a maior parte destas espécies foi observada em mosaicos florestais incluindo tanto florestas nativas quanto plantações sombreadas de cacau (Faria *et al.* 2007).

Dada a importância ecológica dos morcegos e sua capacidade de indicar perturbações, o presente trabalho teve como objetivo principal avaliar como a fauna de morcegos se distribui em uma paisagem fragmentada da região cacaueira do sul da Bahia, formada por um complexo mosaico de vegetação que inclui remanescentes florestais e plantações sombreadas de cacau. Especificamente, este estudo investigou se variáveis como riqueza, abundância, diversidade e composição de espécies são influenciadas (1) pela transformação de florestas nativas em cabruças; (2) pela distância destas cabruças a uma dada floresta e (3) quando plantações tradicionais são convertidas em áreas de cultivo intensificado, com maior desbastamento da cobertura do dossel.

MÉTODOS

Região de estudo: o sul da Bahia

A região cacaueira baiana localiza-se no sudeste do Estado entre as coordenadas 41°30'W e 18°15'S, incluindo uma área de aproximadamente 91,8 km² (Mori e Silva 1979). A vegetação segue variações altitudinais e topográficas, mas é classificada segundo Gouvêa *et al.* (1976) como florestas higrófilas. As temperaturas médias anuais são de 24°C, com precipitação média de 1,500 mm/ano. Embora não exista uma sazonalidade marcante, ocorre um período relativamente mais seco de um a três meses de dezembro a março (Mori *et al.* 1983).

Este estudo foi conduzido em fazendas localizadas na zona rural do município de Ilhéus, um dos primeiros locais de estabelecimento do cultivo de cacau na região sul da Bahia. Originalmente, esta região era coberta por remanescentes florestais sob o domínio das Florestas Centrais de baixada (Thomas *et al.* 2003), caracterizadas pela presença de solos eutróficos e ricos, adequados para o estabelecimento da cultura do cacau. Um estudo recente, amostrando a estrutura florestal de vários fragmentos, revelou que, comparado à região de Una (menos de 40 km ao sul), a floresta que resta em Ilhéus tem uma predominância de famílias de plantas que apresentam diversas espécies intolerantes ao sombreamento, como Moraceae, Euphorbiaceae e Flacourtiaceae, indicando a grande perturbação que estes remanescentes sofreram (Mariano Neto, com. pessoal).

Seleção das áreas de estudo:

Após um estudo previamente desenvolvido na região cacaueira, o projeto RestaUna (Faria 2002, Faria *et al.* 2006), foi possível mapear, através de fotos aéreas, cerca de 22.000 ha de uma paisagem que engloba parte dos municípios de Ilhéus, Itabuna e Uruçuca (39° 30' e 39° 00' W e 13° 30' e 15° 45' S). Este mapeamento, que inclui as plantações de cacau sob vários sistemas de manejo (tradicional, consorciado, raleado) revelou que apenas 4.8% da paisagem era, de fato, coberta por remanescentes florestais, estes geralmente pequenos e distantes uns dos outros. No entanto, as plantações sombreadas cobrem 85% da paisagem, e os remanescentes florestais, são geralmente pequenos, bastante perturbados devido ao longo histórico de perturbação, e inseridos nesta matriz agroflorestal.

Neste contexto, foram escolhidos quatro tipos de hábitat para amostragem da fauna de morcegos, na região rural do município de Ilhéus, categorizados *a priori* como distintos:

- Florestas nativas (FLN): representadas por remanescentes florestais, geralmente variando entre 10 a 300 ha, também bastante diversos em relação ao grau de perturbação e ou regeneração da vegetação;
- Cabruças próximas a florestas (CPF): plantações de cacau sob o sistema tradicional de cabruças, a uma distância inferior a 300 m de qualquer remanescente florestal;
- Cabruças distantes de florestas (CDF): plantações de cacau sob o sistema tradicional de cabruças, a uma distância superior a 600 m de qualquer remanescente florestal;

- Cabruças clonadas (CCL): plantações selecionadas a partir de entrevista com os proprietários, e a partir de uma inspeção visual na qual era evidente o maior raleamento da cobertura do dossel em relação à maioria das cabruças tradicionais, assim como a maior riqueza de cultivares associados ao subosque, como as bananeiras, que são usadas no processo de diversificação da lavoura. As cabruças clonadas diferem estruturalmente das cabruças tradicionais pelo menor número de árvores menor densidade foliar nos estratos superiores a 15 m de altura (Figura A1 do Apêndice) bem como pela menor diversidade de espécies arbóreas (Mariano Neto, com. pessoal).

Foram selecionadas quatro réplicas de cada tipo de hábitat, e em cada réplica foi estabelecida uma transecção de 100 m de comprimento, no qual foram conduzidas as amostragens, totalizando, portanto, 16 transectos de amostragem. A localização destas transecções (Figura 1.1) foi feita levando-se em conta tanto os requerimentos que definiam cada hábitat quanto a logística envolvida na coleta e a anuência dos proprietários.

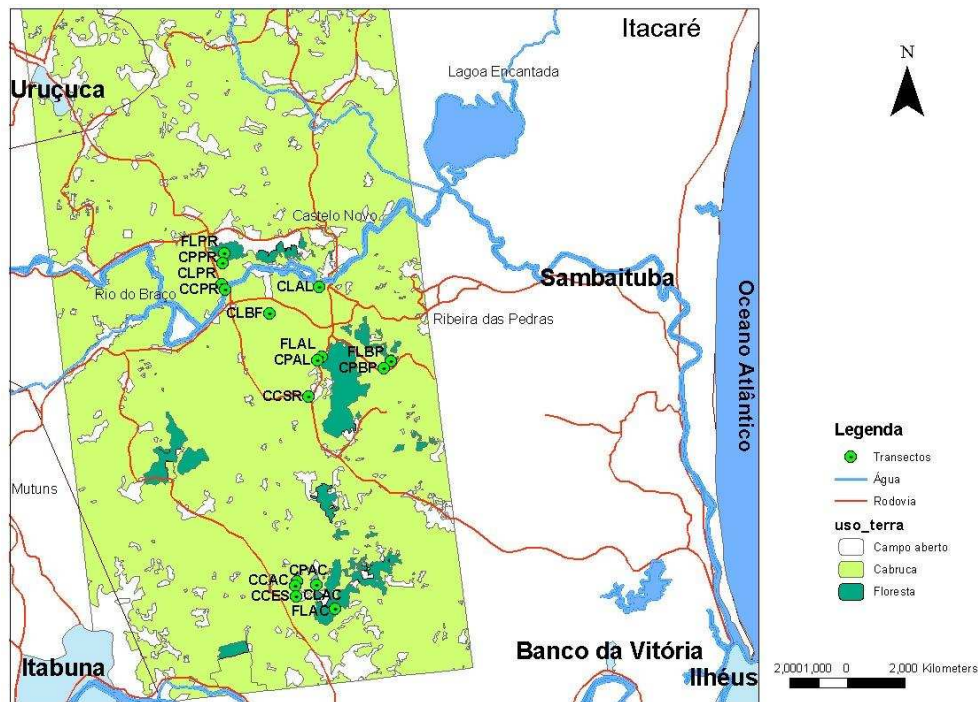


Figura 1.1. Mapa da área de estudos mostrando a posição dos transectos de amostragem. Os códigos de cada transecção correspondem às siglas CCL (cabruca clonada), CPF (cabruca tradicional próxima), CLF (cabruca tradicional longe) e FLN (floresta nativa), seguidos das iniciais de cada fazenda.

Amostragem dos morcegos:

Em cada uma das 16 transecções de amostragem foi montado um conjunto de oito redes de neblina de 2.5 m de altura (três redes de nove metros, três redes de seis metros e duas redes de doze metros), totalizando 69 m de rede. Este conjunto permaneceu aberto durante cinco horas por noite, a partir do pôr do sol, sendo realizadas quatro noites de amostragem em cada um dos 16 transectos, totalizando 64 noites de coleta. Para facilitar a comparação dos resultados com o obtido em outras áreas de floresta tropical, o esforço amostral foi medido em rede-hora, considerando-se uma rede-hora a amostragem de 12 metros de rede durante uma hora. Portanto, o esforço total deste estudo foi de 1840 horas.rede (69 m de rede por noite de coleta x 5 horas/noite x 4 noites/transecção x 16 transectos)/ 12 metros de rede).

As redes foram revisadas a cada meia hora e os morcegos capturados alojados em sacos de pano e mantidos até o final da noite de coleta. Antes de serem soltos, os morcegos foram identificados e medidos. Os morcegos não foram marcados ou anilhados e, portanto, as capturas aqui consideradas incluem as prováveis recapturas. No entanto, os estudos sobre comunidade de morcegos neotropicais têm revelado uma baixa taxa de recaptura, em geral inferior a 5% (Bernard & Fenton 2003), Desta forma o total de capturas deve ser uma boa estimativa da abundância local.

A identificação dos morcegos seguiu a chave de Vizotto & Taddei (1973), e os morcegos não identificados no campo foram mortos rapidamente através do deslocamento da coluna cervical, fixados em 10% formaldeído e preservados em álcool 70%. A Universidade Estadual de Santa Cruz também possui um importante acervo que inclui 59 espécies de morcegos coletados em 16 anos de amostragem na região (Faria *et al.* 2007), e este material foi fundamental para auxiliar no caso de identificações duvidosas.

As espécies de morcegos foram classificadas em cinco guildas alimentares: frugívoros (FR), nectarívoros (NEC), omnívoros (OMN), animalívoros (ANI) e sanguinívoros (SAN). Esta classificação foi baseada na literatura (Bonaccorso 1979, Handley *et al.* 1991, Kalko *et al.* 1996) bem como através de observações de campo durante 10 anos de estudo com morcegos da região.

Análise dos dados:

Para verificar se o presente estudo atingiu suficiência amostral, tanto para a paisagem como um todo como para cada tratamento, foi estimada a porcentagem da cobertura da amostragem através da comparação do total de espécies efetivamente observadas (Sobs) em relação a riqueza estimada (S^*), este último valor calculado a partir da riqueza média estimada por três estimadores de riqueza comumente usados em estudos ecológicos: Jackknife 1, Chao 1 e Bootstrap (Colwell 2004). Curvas de rarefação foram usadas para comparar a riqueza esperada de espécies entre tratamentos, para um dado esforço amostral, através do programa PAST (Hammer *et al.* 2001), usando-se 1.000 permutações. Este mesmo pacote estatístico foi utilizado para calcular também os estimadores de riqueza, e os índices de diversidade de Shannon e Simpson (Krebs, 1999, e de dominância para cada tratamento. O padrão de dominância entre tratamentos foi verificado através da comparação da distribuição da abundância ordenada de espécies entre os tratamentos, cuja distribuição foi testada estatisticamente através do teste de Kolmogorov-Smirnov .

A comparação das médias de riqueza e abundância entre os tratamentos (FN: florestas nativas, CP: cabucas perto, CL: cabucas longe e CC: cabucas clonadas) foi feita através de análise de variância (One-Way ANOVA). Os pressupostos para esta análise paramétrica, como normalidade e homogeneidade de variâncias, foram checados, respectivamente, através dos testes de Kolmogorov-Smirnov e Levene (Zar 1999), e quando necessário, os dados foram transeformados (raiz quadrada) e as diferenças consideradas estatisticamente significativas com $p < 0.05$.

Para analisar as diferenças na composição e abundância relativa de espécies entre tratamentos, foi feita uma Análise de Similaridade (ANOSIM). Trata-se de um teste de permutação entre grupos definidos a priori (tratamentos), na qual o valor estatístico gerado, R , assume valores entre -1 and +1. Sendo que o valor zero representa a hipótese nula, ou seja, não há separação entre a estrutura das comunidades dos tratamentos avaliados. A hipótese nula é rejeitada quando o R assume valores negativos, sendo 1 quando ocorre uma separação perfeita desta estrutura. Como muitas espécies de morcegos são raras e aparecem apenas algumas vezes nas amostras, os dados originais usados na ANOSIM foram transformados para $\log_{10}(x + 1)$, onde x representa a abundância de cada espécie em um dado sítio para diminuir a influência destas coletas casuais e aumentar o peso das espécies mais abundantes. Os dados foram analisados usando a medida de similaridade de Bray-Curtis. Para ilustrar graficamente os resultados foi rodada uma análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS), uma técnica de ordenação na qual os valores de stress podem ser usados para indicar o total da distorção aplicada na criação do gráfico. Valores de stress ≥ 0.2 implicam que o NMDS não representa de forma acurada as distâncias reais

em um dos sítios no espaço bidimensional, por outro lado, valores próximos a 0.1 indicam uma boa representação, sendo que uma representação quase-perfeita da ordenação é obtida com valores de stress <0.01 (Clark & Warwick 2001). A ANOSIM e o NMDS foram calculados para todas as espécies, para as três espécies com maior abundância total nas florestas e para as guildas tróficas, através do programa PRIMER 5.0 (Clarke & Warwick 2001).

Para avaliar o padrão de distribuição espacial da diversidade na região de Ilhéus, foi utilizado o modelo de adição partitiva da distribuição de espécies (Lande 1996). A diversidade total de espécies encontrada em Ilhéus (diversidade γ) foi particionada em dois componentes, α e β , sendo ($\gamma = \alpha + \beta$). Conforme Veech *et al.* (2002), para cada grupo taxonômico, foi calculado a riqueza média de espécies em cada transecto (diversidade α) e o número médio de espécies não encontrado em um único transecto (diversidade β). O modelo de adição partitiva da diversidade tem duas vantagens sobre o conceito multiplicativo da distribuição da diversidade de Whittaker (Whittaker 1960). Ele prevê que os dois componentes, α (diversidade das amostras) e β (entre amostras) são comensuráveis e representam frações da diversidade gama, possibilitando inferências sobre os fatores biológicos associados à diversidade de espécies (Veech *et al.* 2002). Além disso, o conceito de partição aditiva da diversidade também permite uma abordagem em múltiplas escalas, uma vez que a diversidade gama de uma escala pode ser considerada a diversidade α de uma escala especial maior (Veech *et al.* 2002). Com base nos 16 sítios amostrais de Ilhéus foram calculados os valores da diversidade α (α_1 = riqueza média por sítio), diversidade α de cada tipo de habitat (riqueza média de espécies em cada um dos habitats: FLN, CLF, CPF, CCL), diversidade γ de Ilhéus (riqueza total de espécies para os 16 sítios somados), a diversidade β entre sítios dentro cada categoria de habitat ($\beta_1 = \alpha_2 - \alpha_1$) e a diversidade β entre categorias de habitats ($\beta_2 = \gamma - \alpha_2$). A diversidade total de espécies da região (diversidade γ) foi então particionada calculando-se as proporções da diversidade correspondente a cada um dos componentes: α_1 , β_1 e β_2 , as $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2$

A análise de partição aditiva foi feita com o programa PARTITION que possibilita o teste da significância entre os valores de alfa e beta-diversidades encontrados e os gerados ao acaso em 10.000 randomizações (Veech & Crist 2007). O Programa gera valores de p a partir do número vezes que as randomizações encontraram valores de alfa e beta maiores que os valores de diversidade alfa e beta observados para cada nível. Considerando uma probabilidade bi-caudal de 0,05, o componente da diversidade observado difere significativamente do modelo nulo se $p < 0,025$ (valor observado maior que esperado) ou $p > 0,095$ (valor esperado menor que o observado). A partição aditiva foi calculada para três indicadores de diversidade de espécies, a riqueza de

espécies (S) e os índices de diversidade de Simpson e Shannon, que combinam a riqueza com a abundância relativa. Os dois índices diferem no peso que atribuem às espécies raras e espécies comuns, o que permite uma avaliação da importância relativa dos padrões de dominância e equitabilidade sobre a partição da diversidade.

Para testar se existe influência da distância entre cabruças e floresta nos padrões de riqueza e abundância geral dos morcegos, assim como na abundância das espécies mais comuns encontradas nas florestas nativas, as relações foram apresentadas graficamente e calculados os coeficientes de correlação de Pearson. Para todas as análises foi considerado o nível de significância $\alpha = 0.05$.

RESULTADOS

Aspectos gerais:

Entre 23 de janeiro a 07 de dezembro de 2007 foram obtidas 3026 capturas de 32 espécies de morcegos da família Phyllostomidae, nos 16 sítios amostrados neste estudo. A amostragem dos Phyllostomidae incluiu espécies representantes de cinco subfamílias: Carrollinae, Desmodontinae, Glossophaginae, Stenodermatinae e Phyllostominae. Stenodermatinae e Phyllostominae foram as duas subfamílias com maior número de espécies, 13 e 11, respectivamente, embora a subfamília Carrollinae, representada apenas por 3 espécies, foi a que mais abundante, contribuindo com mais de 60 % (1892) do total de capturas (Tabela 1.1). No total, três espécies foram responsáveis por 74,48% do total de coletas em todos os tratamentos e sítios considerados, *Carollia perspicillata* (57,6%), *Glossophaga soricina* (10,1%) e *Artibeus obscurus* (6,64%). Em contraste, a maioria das espécies (56%) foi representada por 10 ou menos capturas, e quase 30% por dois ou menos. Ainda, com exceção de *Chrotopterus auritus*, todas as demais espécies foram capturadas na matriz de cabruças.

Morcegos frugívoros representaram a mais rica parcela da comunidade (16 sp) e o maior número de capturas (82,5%), seguido de nectarívoros (4 sp e 11% das capturas), omnívoros (3 sp, 5% das capturas), animalívoros (8 sp, 0,8% das capturas) e apenas uma espécie de sanguinívoro (0,4% das capturas) (Tabela 1.1).

O esforço amostral em cada ambiente foi suficiente para atingir pelo menos 71% da riqueza estimada de espécies nas florestas, e superior a 82% nas cabruças (Tabela 1.2). De forma geral, com o mesmo esforço amostral, a média de captura de morcegos em cada uma das cabruças ao longo do estudo foi pelo menos cinco vezes a média obtida para as florestas. Dos quatro tipos de tratamentos, as Cabruças distantes de floresta (CLF) apresentaram a maior dominância, enquanto as cabruças clonadas (CCL) representaram os ambientes com maiores valores totais de diversidade, medidos tanto através do índice de Shannon quanto do de Simpson (Tabela 1.2).

De fato, as curvas de distribuição das abundâncias ranqueadas das espécies nos quatro ambientes amostrados, uma maneira de medir os padrões de dominância e equitabilidade em comunidades, têm o formato bastante similar, com uma espécie dominando, outras seis com abundâncias acima de 5% do total de capturas e uma grande cauda com a maioria das espécies representada por poucos (< 10) indivíduos (Figura 1.2). Em todos os habitats ocorreu forte dominância de uma única e mesma espécie, *C. perspicillata*, variando entre 62,5% nas Cabruças Perto a 53,7 % nas Cabruças Clonadas. Tanto nas florestas quanto nas cabruças (tradicionais e clonadas) a segunda espécie mais abundante representou menos de 12% do total das capturas, sendo representada nas florestas pelo frugívoro *A. obscurus* e nas cabruças pelo nectarívoro *G. soricina* (Figura 1.2).

Tabela 1.1. Captura de espécies de morcegos obtido através da amostragem de redes de neblina em quatro tipos de ambiente na região da Mata Atlântica do sul da Bahia, incluindo a classificação em guildas tróficas.

Espécies	Floresta	Cabruca			Total	%	Guilda ^a
		Tradicional		Clonada			
		Perto	Longe				
Subfamilia Carrollinae							
<i>Carollia brevicauda</i>	0	1	0	2	3	0.10	FRUG
<i>Carollia perspicillata</i>	118	687	464	476	1745	57.67	FRUG
<i>Rhinophylla pumilio</i>	18	39	35	52	144	4.76	FRUG
Subfamily Demodontinae							
<i>Desmodus rotundus</i>	0	6	3	5	14	0.46	SAN
Subfamily Glossophaginae							
<i>Anoura caufider</i>	0	3	12	0	15	0.50	NEC
<i>Choeroniscus minor</i>	1	1	6	1	9	0.30	NEC
<i>Glossophaga soricina</i>	9	104	106	89	308	10.18	NEC
<i>Lionycteris spurreli</i>	0	0	0	1	1	0.03	NEC

Continuação Tabela 1.1

Espécies	Floresta	Cabruca			Total	%	Guilda ^a
		Tradicional		Clonada			
		Perto	Longe				
Subfamília Phyllostominae							
<i>Chrotopterus autitus</i>	1	0	0	0	1	0.03	ANI
<i>Lophostoma brasiliense</i>	1	5	2	2	10	0.33	ANI
<i>Lophostoma silvicolum</i>	1	2	1	0	4	0.13	ANI
<i>Micronycteris hirsuta</i>	0	0	1	0	1	0.03	ANI
<i>Micronycteris megalotis</i>	0	0	1	1	2	0.07	ANI
<i>Micronycteris minuta</i>	0	0	2	2	4	0.13	ANI
<i>Mimon crenulatum</i>	0	1	0	0	1	0.03	ANI
<i>Phyllostomus discolor</i>	3	52	33	63	151	4.99	OM
<i>Phyllostomus hastatus</i>	0	0	1	2	3	0.10	OM
<i>Phyloderma stenops</i>	0	1	0	0	1	0.03	OM
<i>Trachops cirrhosus</i>	0	2	0	0	2	0.07	ANI
Subfamília Stenodermatinae							
<i>Artibeus cinereus</i>	8	40	19	34	101	3.34	FRUG
<i>Artibeus fimbriatus</i>	3	9	8	4	24	0.79	FRUG
<i>Artibeus gnomus</i>	0	3	3	1	7	0.23	FRUG
<i>Artibeus jamaicensis</i>	4	58	41	39	142	4.69	FRUG
<i>Artibeus lituratus</i>	1	9	4	14	28	0.93	FRUG
<i>Artibeus obscurus</i>	19	49	68	65	201	6.64	FRUG
<i>Chiroderma villosum</i>	0	3	0	6	9	0.30	FRUG
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	1	4	3	7	15	0.50	FRUG
<i>Platyrrhinus recifinus</i>	1	0	1	2	4	0.13	FRUG
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	0	1	0	0	1	0.03	FRUG
<i>Sturnira lilium</i>	2	10	29	15	56	1.85	FRUG
<i>Sturnira tildae</i>	0	1	0	0	1	0.03	FRUG
<i>Uroderma bilobatum</i>	2	7	5	4	18	0.59	FRUG

^a Guildas alimentares obedecem a legenda: FRUG (frugívoros), NEC (nectarívoros), ANI (animalívoros), OMN (Omnívoro) e SAN (sanguinívoro).

Tabela 1.2. Resultados de parâmetros descritores da estrutura da assembléia de morcegos nos quatro tipos de habitats amostrados na região de Ilhéus, sul da Bahia.

Descritores	Florestas Nativas (FLN)	Cabruças Perto (CPF)	Cabruças Longe (CLF)	Cabruças Clonadas (CCL)
Total de capturas	193	1098	848	887
Capturas/esforço*	0.41	2.38	1.84	1.92
Riqueza observada	17	23	25	23
Jackknife 1	23.75 (± 1.89)	29 (± 1.73)	30.25 (± 1.44)	27.5 (± 1.50)
Chao 1	24 (± 7.1)	26.33 (± 4.1)	30 (± 5.5)	24 (± 1.5)
Bootstrap	19.99	25.86	27.48	25.29
Média da riqueza estimada	23.83 (± 3.1)	28.13 (± 2.5)	30.04 (± 2.0)	26.32 (± 2.0)
Estimativa da porcentagem de cobertura da amostragem (%)	71.34	81.75	83.23	87.35
Shannon	1.52	1.72	1.53	1.75
Simpson	0.26	0.24	0.58	0.68
Dominância	0.39	0.32	0.41	0.31

*esforço amostral de 460 horas.rede em cada tratamento.

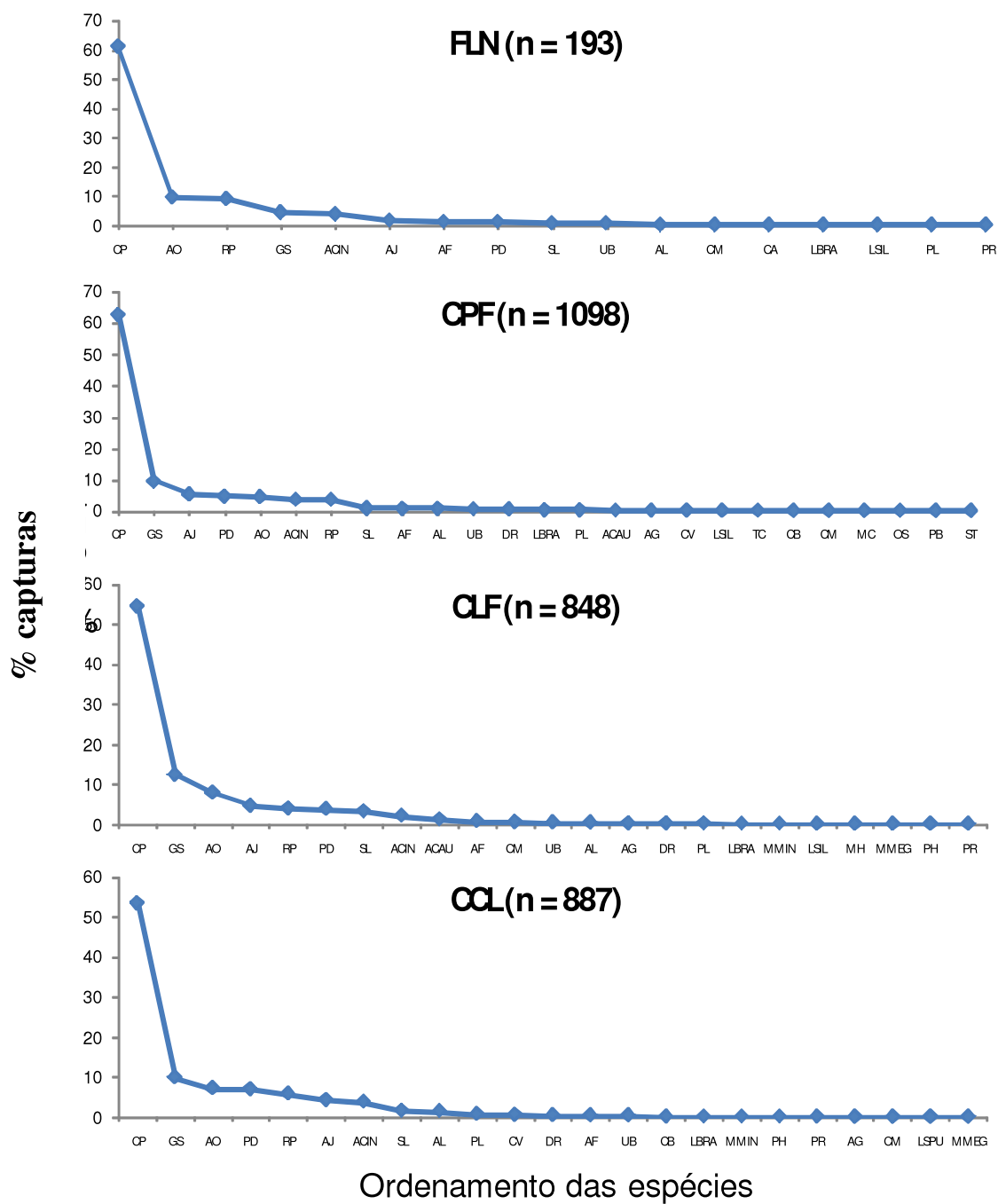


Figura 1.2. Curvas de distribuição das abundâncias ordenadas das espécies em quatro ambientes na região de Ilhéus, sul da Bahia: Cabruças Clonadas (CCL), Cabruças Perto (CPF), Cabruças Longe (CLF) e Florestas nativas (FLN).

Riqueza e abundância de espécies:

Embora o resultado das médias dos estimadores de riqueza tenha apontado que as florestas possuem uma riqueza estimada de espécies menor do que a esperada para as cabruças, as curvas de rarefação mostram que não existe diferença acentuada entre o número previsto de espécies para os quatro ambientes até, pelo menos, 200 capturas, esforço máximo limitado pela baixa captura obtida nas florestas quando comparadas aos demais ambientes (Figura 1.3). No entanto, as Análises de Variâncias mostraram que existem diferenças significativas na média do número de capturas e na riqueza média de espécies obtidas nas cabruças e florestas, com menos capturas ($F=7.7405$, $p = 0.0042$) e espécies ($F = 18.0693$, $p = 0.0002$, dados transformados em raiz quadrada) nas florestas do que nas cabruças (Figura 1.4).

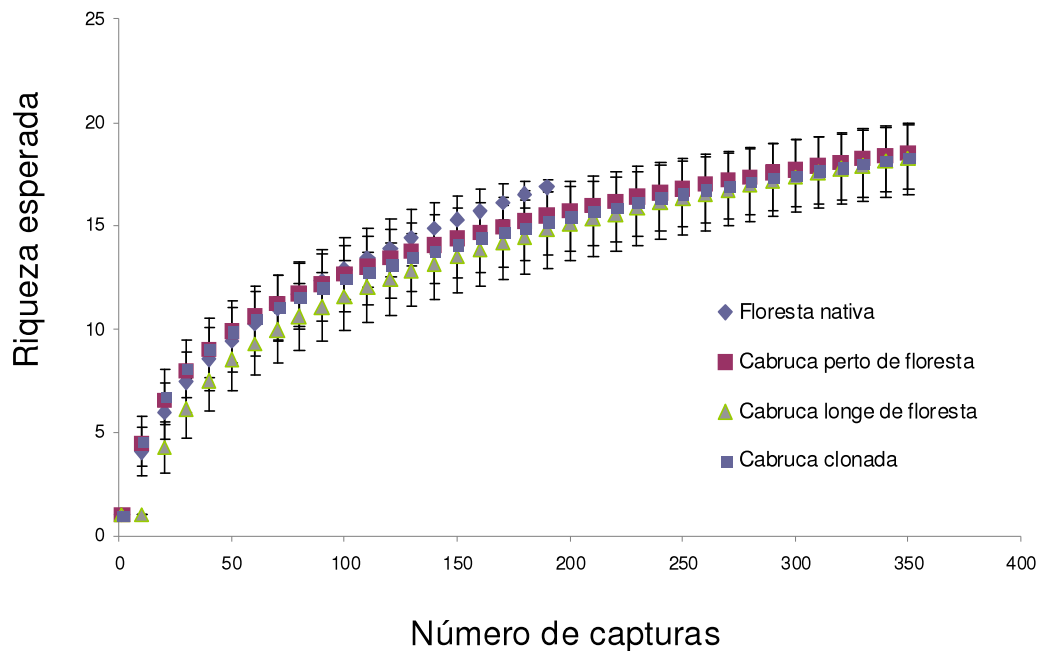


Figura 1.3. Curva de acúmulo de riqueza de espécies aleatorizada (rarefação) com os quatro tipos de ambientes amostrados na região de Ilhéus, sul da Bahia: florestas, cabruças tradicionais longe de floresta, cabruças tradicionais próximas à floresta e cabruças clonadas.

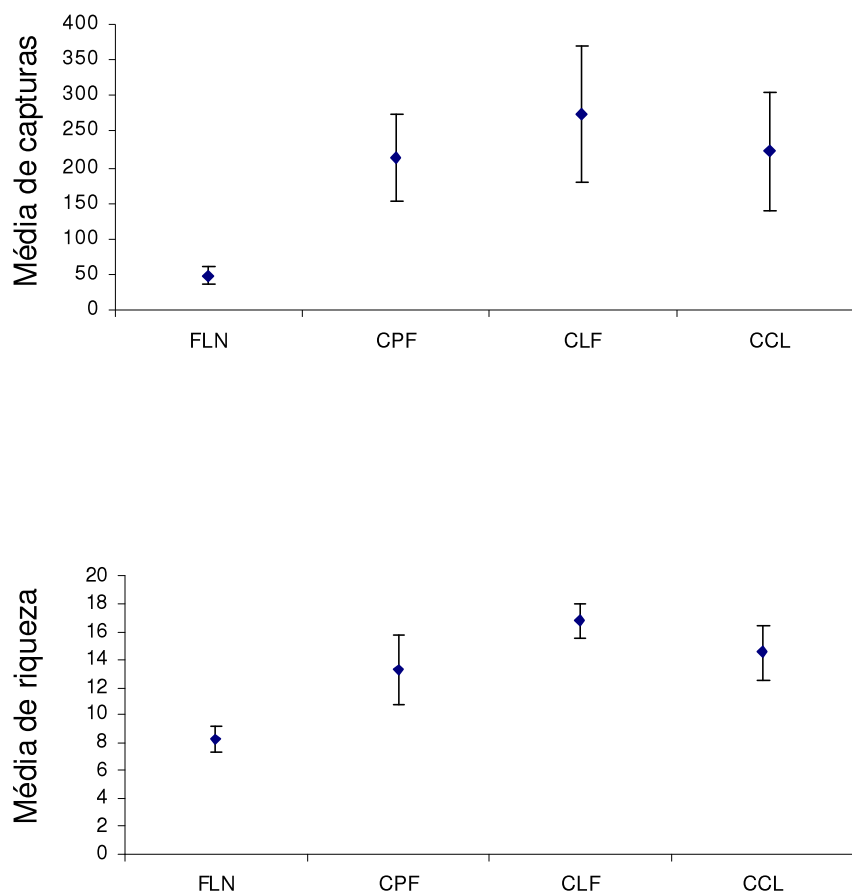


Figura 1.4. Média ($\pm$ desvio padrão) de captura das três espécies em quatro tipos de hábitat na região de Ilhéus, sul da Bahia: Florestas Nativas (FLN), Cabruças Perto de Florestas (CPF), Cabruças Longe de Floresta (CLF) e Cabruças Clonadas (CCL).

Entre as três espécies mais abundantes nas florestas, *A. obscurus* foi significativamente mais capturado em cabruças clonadas e próximas a remanescentes do que em florestas ($F=4.2646$, $p=0.0285$), enquanto a taxa de captura de *C. perspicillata* foi significativamente maior nas cabruças distantes comparada com as florestas ($F = 4.5729$; $p = 0.0232$; dados transformados em raiz quadrada) (Figura 1.5). Apenas *R. pumilio* não apresentou abundância variando significativamente entre os tratamentos ($F = 0.6030$; $p = 0.6285$; dados transformados em raiz quadrada).

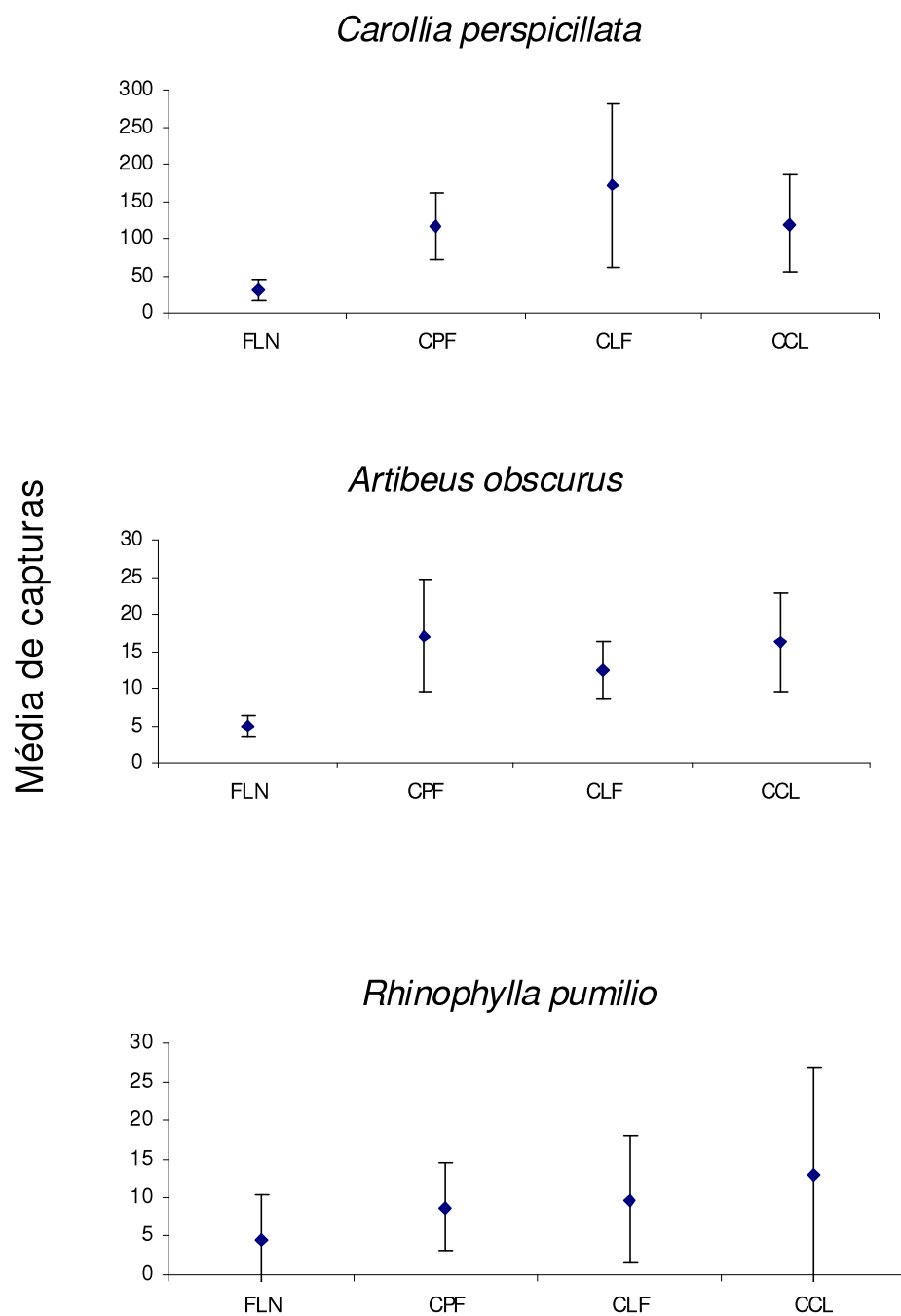


Figura 1.5. Média ($\pm$ desvio padrão) de captura das três espécies em quatro tipos de hábitat na região de Ilhéus, sul da Bahia: Florestas Nativas (FLN), Cabruças Perto de Florestas (CPF), Cabruças Longe de Floresta (CLF) e Cabruças Clonadas (CCL).

Similaridade na composição de espécies entre tratamentos:

Os resultados da ANOSIM revelaram a existência de diferenças significativas na composição de espécies entre os tratamentos considerados, com áreas de um mesmo grupo sendo significativamente mais similares entre si (R global = 0.299, p = 0.003). A comparação pareada dos habitats revela que estas diferenças significativas ocorrem apenas na comparação da composição de espécies das cabruças (tradicionais e clonadas) e das florestas (Tabela 1.3).

Tabela 1.3. Comparações pareadas da composição da comunidade de morcegos entre os quatro tipos de habitat amostrados na região de Ilhéus, sul da Bahia: Cabruças Clonadas (CCL), Cabruças Perto (CPF), Cabruças Longe (CLF) e Florestas Nativas (FLN). Os valores representam R (ANOSIM), com valores significativos ($p < 0.05$) assinalados com um asterisco (*).

HÁBITATS	CCL	CPF	CLF
CCL			
CPF	-0.041		
CLF	-0.031	0.073	
FFN	0.740*	0.771*	0.521*

De fato, a representação gráfica do NMDS mostra que não há uma distinção clara entre as cabruças, mas que essas formam um agrupamento relativamente distante das transecções de floresta. Essas últimas apresentando uma grande heterogeneidade em relação à estrutura das assembléias de morcegos (Figura 1.6). De forma geral, as três espécies mais representadas nas florestas, *Carollia perspicillata*, *Artibeus obscurus* e *Rhinophylla pumilio*, também contribuíram muito para a abundância total nas cabruças, sendo observada, no entanto, uma grande variação nesta representatividade entre sítios no caso da última espécie (Figura 1.7). Em todos os casos, as três espécies mais representadas nas florestas também apresentaram maior abundância nos ambientes de cabruca (Figura 1.7).

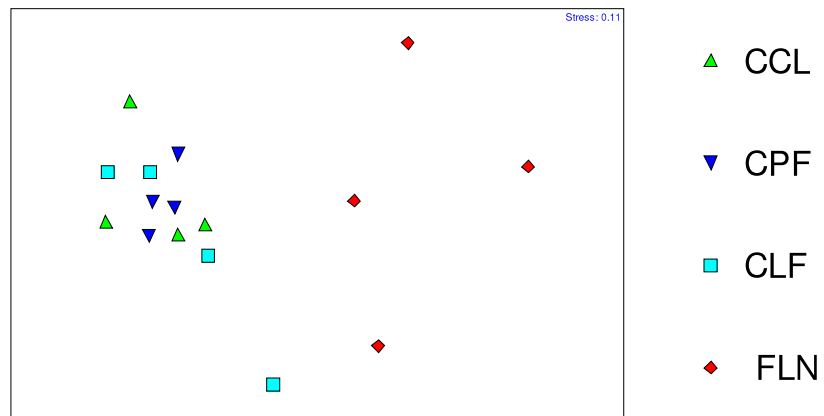


Figura 1.6. Escalonamento multidimensional não -métrico (NMDS) mostrando a similaridade na composição de morcegos entre 16 transectos amostrados em Ilhéus, sul da Bahia, indicados por cores diferenciando os ambientes: cabruca clonada (CCL), cabruca perto (CPF), cabruca longe (CLF) e florestas nativas (FLN).

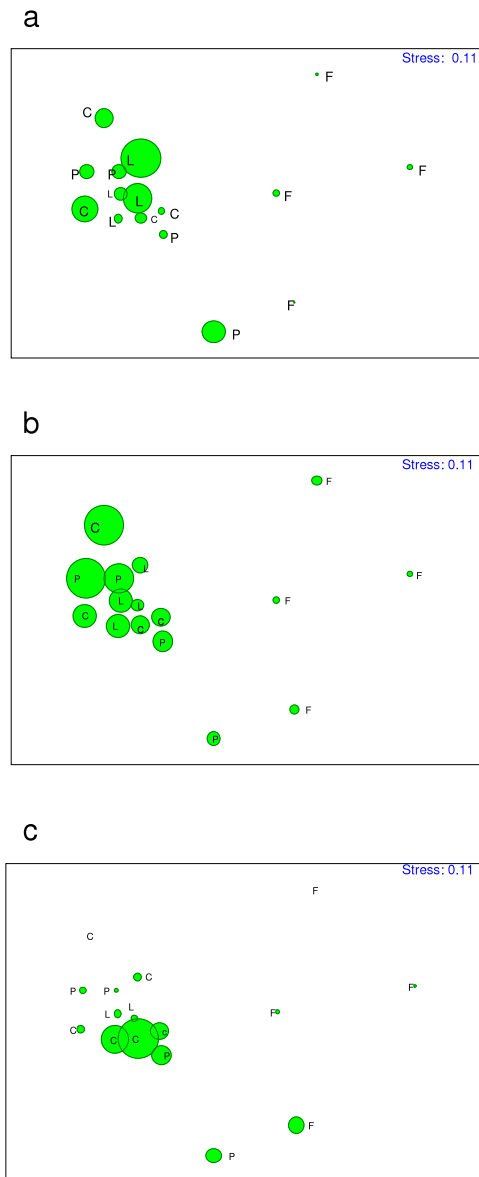


Figura 1.7. Dendrogramas de “bolhas”, com a distribuição dos sítios baseados na ordenação NMDS, indicando a abundância percentual das três espécies mais comuns deste estudo a. *Carollia perspicillata*, b. *Artibeus obscurus* e c. *Rhinophylla pumilio* nos transectos de amostragem distribuídos em quatro tipos de hábitat em Ilhéus: Florestas nativas (F), Cabruças Perto (P), Cabruças Longe (L) e Cabruças Clonadas (C). O tamanho do círculo indica a abundância relativa das espécies em cada sítio.

Existiu uma diferença significativa na representatividade proporcional das guildas alimentares entre os quatro tratamentos amostrados (Teste G: 39.24, Df=12, $p < 0.0001$), basicamente determinada pela menor proporção de nectarívoros nas florestas, e pela ausência nestes ambientes da única espécie de hematófago (*D. rotundus*), que embora rara na paisagem foi observada em todos os tratamentos de cabruca (Figura 1.8).

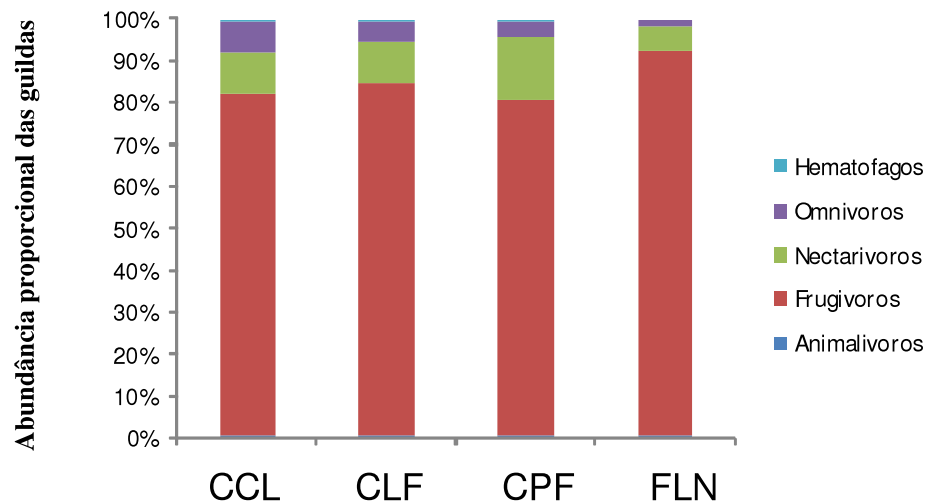


Figura 1.8. Representatividade proporcional da abundância de cinco guildas tróficas de morcegos Phyllostomideos em quatro tipos de ambientes na paisagem de Ilhéus, sul da Bahia: Cabruca Clonadas (CCL), Cabruca Longe de Floresta (CLF), Cabruca Perto de Florestas (CPF) e Florestas Nativas (FLN).

Padrões de alfa e beta diversidade:

Levando-se em conta a medida de riqueza de espécies, a partição aditiva mostrou que mais de 60% da riqueza de espécies reside nos dois componentes de diversidade, beta 1 (intra-habitat) e 2 (entre-habitats), sendo que a contribuição local para a diversidade (medida em riqueza de espécie) contribui apenas com 40% do total (Figura 1.9). Isso significa que a maior parte da diversidade de espécies na região está contida na variação existente entre diferentes sítios de mesmo hábitat (Beta 1) e entre habitats (beta 2).

Por outro lado, quando a diversidade é medida através dos índices que levam em conta a combinação entre riqueza e abundância relativa, como os de Simpson e Shannon, a maior contribuição para a diversidade regional aparece no componente local (alpha), representando mais entre 90 e 99.8% da diversidade observada (Figura 1.9). O valor de alfa 1 foi menor do que esperado pelo acaso apenas quando calculado através do índice de Shannon, beta 1 (intra-habitat) para todos os três índices de diversidade foram sempre maiores do que o esperado pelo acaso, e apenas para a riqueza de espécies foi encontrado um valor de beta 2 maior do que o previsto pelas randomizações (Tabela 1.4).

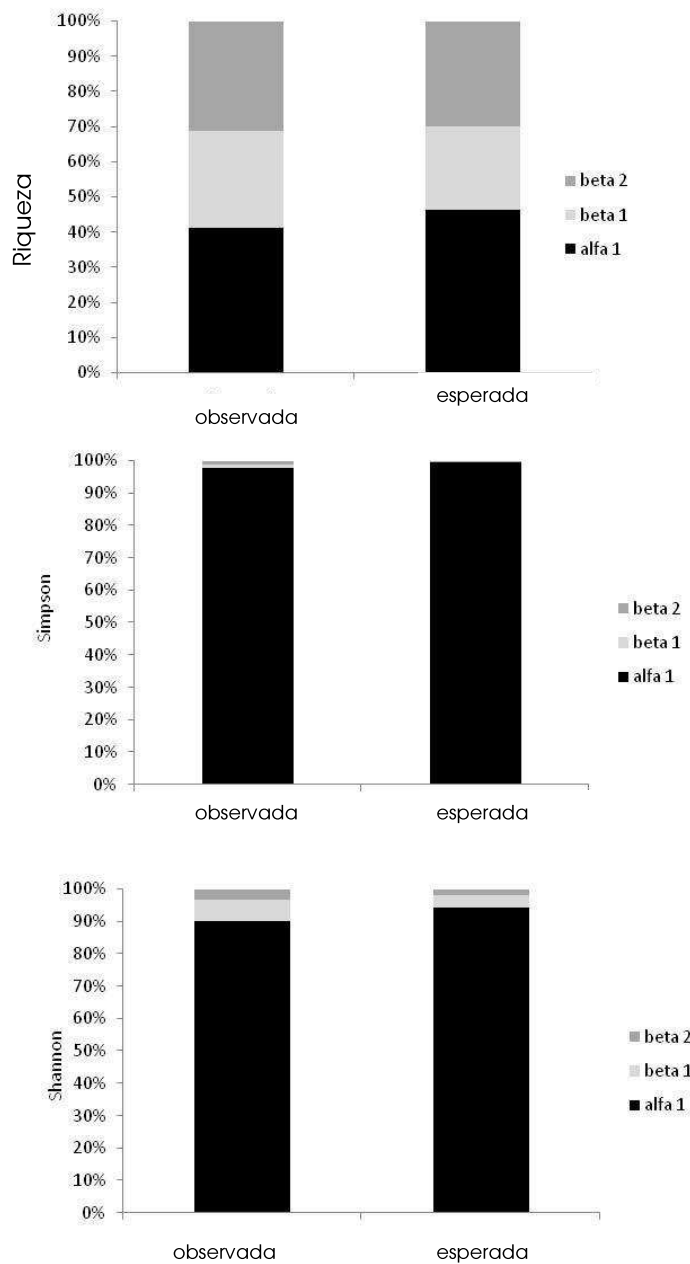


Figura 1.9. Partição aditiva da diversidade alfa (dentro dos transectos), beta 1 (dentro do habitat), e beta 2 (entre habitats) para a diversidade gama de morcegos em Ilhéus, Bahia, calculada como riqueza de espécies, índice de Simpson e índice de Shannon. Os valores apresentados representam os valores observados e esperados por uma distribuição aleatória gerada a partir de 10000 randomizações.

Tabela 1.4. Componentes da partição aditiva da diversidade (alpha e beta), com valores observados e esperados por randomização para cada nível, calculados através de três índices de diversidade.

	Riqueza de espécies				Simpson				Shannon			
	observada	esperada	p	tendência*	observado	esperado	p	tendência	observado	esperado	p	tendência
alfa 1	41.25	46.25	ns	=	98.07	99.89	ns	=	90.18	94.29	**	<
beta 1	27.5	23.75	**	>	1.04	0.09	**	>	6.9	4.11	**	>
beta 2	31.25	30	***	>	0.89	0.03	ns	=	2.98	1.61	ns	=

* campos “tendência” assinalados com “<” indicam valores observados menores que os esperados, o sinal “>” indica valores observados maiores que o esperado pelo acaso

P< 0.05, * P<0.005

Influência da distância da floresta:

Não houve qualquer relação significativa entre a distância de uma dada cabruca e a floresta, nem para o total de capturas ($R = 0.47$, $p = 0.11$) nem para a riqueza de espécies ($R = 0.51$, $p = 0.08$) (Figura 1.10). Também não foi observada correlação entre esta distância e a captura local das três espécies de morcegos mais abundantes, *A. obscurus* ($R = -0.24$, $p = 0.44$), *C. perspicillata* ($R = 0.51$, $p = 0.08$) e *R. pumilio* ($R = -0.05$, $p = 0.45$) (Figura 1.11).

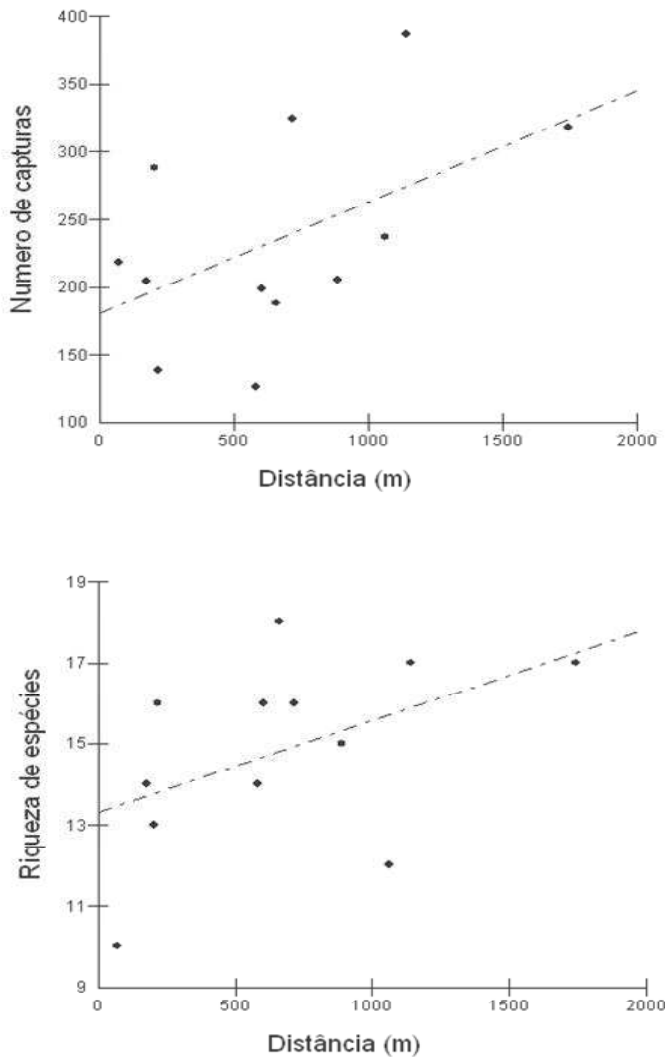


Figura 1. 10. Correlação de Pearson entre a distância de uma da floresta e o total de capturas (a) e a riqueza de espécies de morcegos (b) em cabrukas na região de Ilhéus, Bahia.

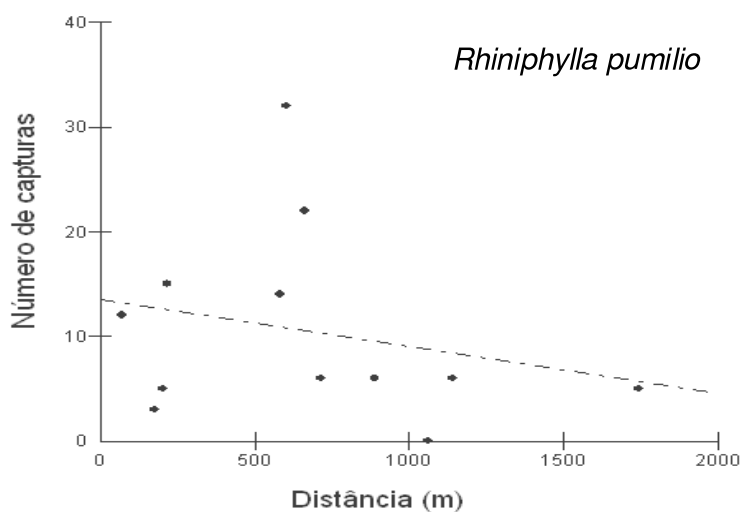
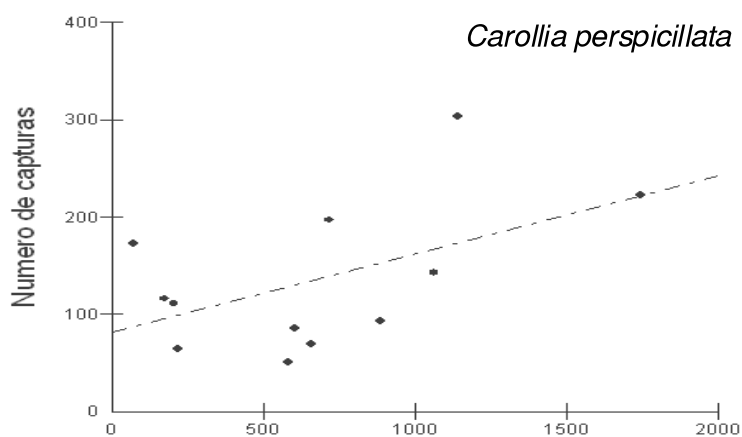
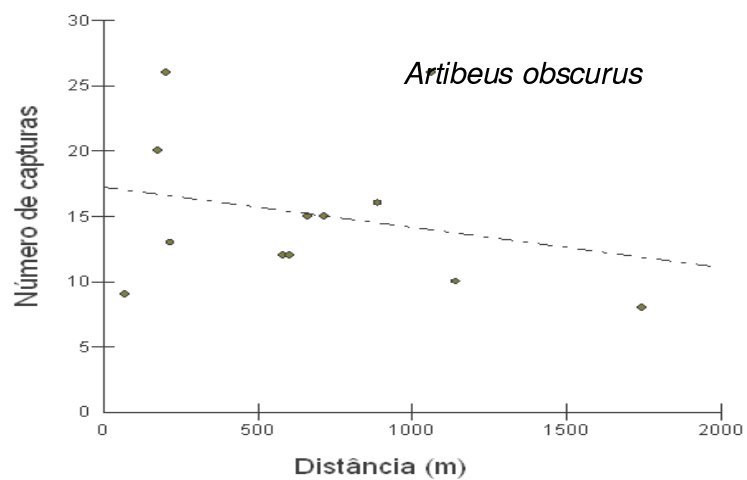


Figura 1.11. Relação entre a distância de uma da floresta e o total de capturas das três espécies mais abundantes capturadas nas cabruças da zona rural de Ilhéus, Bahia.

DISCUSSÃO

Os morcegos na paisagem de Ilhéus:

Uma variedade de estudos conduzidos na região neotropical tem mostrado que sistemas multi-estratificados e complexos, como plantações sombreadas de café e cacau, representam importantes refúgios para as biotas de paisagens florestais antropizadas (Rice & Greenberg 2000; Donald 2004; Schroth *et al.* 2004). Estas novas matrizes florestais comportam níveis elevados de riqueza e diversidade de espécies nativas de vários grupos biológicos, alguns muitas vezes semelhantes a florestas pouco perturbadas (e.g., Perfecto *et al.* 1997; Lawton *et al.* 1998; Schulze *et al.* 2004; Pineda *et al.* 2005). Da mesma forma, estudos em plantações sombreadas de cacau tanto no Brasil quanto em países da América Central indicam que a representatividade de morcegos nessas áreas é próxima (Estrada *et al.* 1993; Medellín *et al.* 2000; Estrada *et al.* 2003; Pineda *et al.* 2005) ou superior (Faria 2006; Harvey *et al.* 2007) a encontrada em ambientes nativos.

Apesar da pequena representatividade de remanescentes florestais na região estudada, os resultados encontrados confirmam que a paisagem da região de Ilhéus ainda abriga uma fauna rica e abundante de morcegos Phyllostomidae. Foram registradas pelo menos 32 das 46 espécies desta subfamília com ocorrência confirmada para a região sul da Bahia (Faria *et al.* 2007). Se considerados os registros de pelo menos mais três espécies raras (*Lychonycteris obscura*, *Micronycteris schmidtorum* e *Vampyressa pusilla*), coletadas em um estudo anterior (Faria *et al.* 2006), a representatividade de Phyllostomidae passa de 75% do total esperado. Estas 35 espécies representam cerca de 90% da riqueza prevista de morcegos, nesta paisagem, pela média dos estimadores de riqueza.

No presente estudo, a maior parte do esforço foi dirigida para captar ao máximo a diversidade de espécies no mosaico, e, principalmente, para captar a variação de espécies presentes nos ambientes predominantes desta paisagem, as plantações sombreadas de cacau. O elevado sucesso de captura registrado nestas plantações, em média quatro vezes maior do que o obtido nas florestas contribuiu para a riqueza atingida. As cabruças amostradas reforçam o padrão de altas taxas de captura e riqueza associadas a esse tipo de ambiente, assim como sua relevância para a conservação de morcegos Phyllostomidae. Nas cabruças de Ilhéus foram relatados todos os morcegos registrados na floresta remanescente, com exceção de *Chrotopterus auritus*, um morcego de grande porte, animalívoro e naturalmente raro, portanto com chances de captura muita

influenciadas pelo acaso. Algumas espécies foram exclusivamente capturadas nas cabruças, embora este resultado seja influenciado pelo maior esforço amostral empreendido nestas áreas quando analisadas em conjunto (três vezes mais esforço do que nas florestas). No entanto, as cabruças na região de Una apresentaram um número maior de espécies mesmo com um esforço amostral quatro vezes menor do que empreendido em florestas da mesma paisagem, indicando que estes ambientes são explorados por várias espécies de morcegos (Faria 2002).

A despeito da alta riqueza de espécies, tanto as florestas quanto as diferentes categorias de cabruças aqui amostradas apresentam um padrão de dominância muito forte, caracterizado pela presença maciça de uma única espécie, *C. perspicillata*, que teve de quatro a seis vezes mais capturas registradas que a segunda espécie mais capturada em todos os ambientes. Trata-se de um morcego comum em áreas de floresta com diferentes graus de perturbação, havendo uma tendência a maior abundância em áreas de perturbação moderada a muito forte (Fleming 1982). *Carollia perspicillata* costuma se beneficiar da presença de algum nível de perturbação como, clareiras naturais ou a presença de bordas de florestas em mosaicos mais complexos. As cabruças costumam desenvolver um estrato herbáceo denso entre os períodos de roçagem dos cacauais, incluindo uma forte presença de arbustos do gênero *Piper*, que compõe a maior parte da dieta destes morcegos na região e em outras áreas de floresta tropical (Fleming 1982). Por outro lado, a estratificação, que persiste nas cabruças pela manutenção das árvores que provém o sombreamento, faz com que estes ambientes apresentem também uma maior variedade de frutos para os morcegos, distribuídos nos diferentes estratos da floresta. A maior disponibilidade de recursos alimentares é o que provavelmente explica a maior abundância de nectarívoros nestas plantações do que nas florestas nativas, particularmente de *Glossophaga soricina*, a segunda espécie mais abundante em todas as categorias de cabruça. Harvey *et al.* (2007) também relatam um aumento da riqueza e abundância de morcegos nectarívoros nas plantações sombreadas de cacau na Costa Rica, que provavelmente estão associados a um aumento da oferta de recursos alimentares nestas plantações, como bananeiras. De fato, bananeiras oferecem um grande suprimento de néctar para nectarívoros e estão entre as espécies mais plantadas para diversificar a produção nas cabruças, particularmente as clonadas.

Como ficou claro pela ANOSIM, as diferenças na estrutura da composição de espécies da comunidade ocorrem, principalmente, entre as florestas e as demais plantações de cacau, não importando a distância nem a intensidade de manejo. As cabruças apresentaram maior semelhança na composição de espécies entre si do que as florestas, com muita heterogeneidade de composição entre os sítios de floresta. Neste sentido, o padrão encontrado com o modelo de partição aditiva da

diversidade mostra que 60% da riqueza de espécies na paisagem pode ser atribuída, principalmente, a diferença existente na composição de espécies entre sítios de mesmo hábitat e entre os diferentes habitats (beta 1 e 2, respectivamente), indicando que tanto o número de sítios quanto a natureza dos habitats influenciaram a riqueza de espécies em uma escala de paisagem (gamma diversidade). Esta partição, no entanto, contrasta com o padrão obtido quando a diversidade é calculada a partir de índices que consideram tanto riqueza quanto abundância, e neste caso a diversidade é influenciada por características médias entre os sítios de amostragem, alpha 1. Houve variação nos valores atribuídos aos componentes de diversidade entre os índices, fator que se deve ao peso diferencial que cada índice atribui para as espécies abundantes e raras. O índice de Simpson é mais sensível a diferenças na distribuição da abundância das espécies comuns e dominantes. Como no caso da presente comunidade uma única espécie, *Carollia perspicillata*, domina marcadamente todos os habitats, assim como os transectos dentro de cada hábitat, o resultado foi uma baixa variação do referido índice nestes níveis. Por outro lado, o índice de Shannon não atribui pesos tão grandes para espécies raras, portanto sofrendo maior influência da distribuição das espécies raras (que compõe a maioria da comunidade).

De uma maneira geral, este estudo corrobora os resultados anteriores, no sentido que mostra que as plantações sombreadas na região de Ilhéus, quando comparadas àquelas amostradas em paisagens com maior representatividade de remanescentes florestais como as da região de Una, possuem um menor número de espécies (Faria *et al.* 2007). Com exatamente o dobro de esforço amostral do que o empreendido em Una, os 12 sítios de cabruças em Ilhéus renderam cerca de 1.500 capturas a mais que Una, porém com uma riqueza e diversidade de espécies inferiores a amostragem das cabruças naquela paisagem. As mesmas três espécies mais abundantes nas florestas de Una, *C. perspicillata*, *R. pumilio* e *A. obscurus*, também foram as mais abundantes nas cabruças de Ilhéus, embora apenas a primeira espécie domine.

A intensificação do manejo das cabruças:

Ao contrário do previsto, o manejo mais intensivo das cabruças clonadas, gerando menor densidade e cobertura do dossel quando comparadas às demais cabruças, não implicou em uma redução na abundância ou riqueza de morcegos. De fato estes ambientes apresentaram valores de riqueza, diversidade e abundância comparáveis com os demais manejos tradicionais, e ainda assim superiores aos obtidos nas florestas. O processo de intensificação do manejo nos sistemas agro-florestais, com a eliminação ou redução da cobertura de dossel, geralmente acarreta uma drástica

redução na riqueza e diversidade de vários grupos biológicos, incluindo formigas (Perfecto *et al.* 2003; Philpott e Foster 2005), abelhas (Klein *et al.* 2002), besouros (Perfecto *et al.* 1997; Bos *et al.* 2007) e aves (Greenberg *et al.*, 1997, Moguel & Toledo 1999, Perfecto *et al.* 2003). Existem, no entanto, variações nestas respostas, indicando diferenças no nível de sensibilidade entre espécies ou grupos taxonômicos (Perfecto *et al.* 2003). Pode ocorrer também influência de outras variáveis na caracterização dessas respostas. Por exemplo, Perfecto *et al.* (2003) mostraram que, em plantações de café intensamente manejadas, cuja cobertura de dossel foi reduzida ou eliminada, houve uma significativa redução na riqueza de espécies de borboletas e formigas, mas não de aves, cuja riqueza foi influenciada predominantemente pela distância da floresta (Perfecto *et al.* 2003). Em outro estudo, a riqueza, abundância e diversidade de aves foi positivamente correlacionada com o aumento da densidade, diversidade e altura de árvores em um mosaico de florestas e plantações na Costa Rica, mas para a abundância de morcegos a relação entre estas duas variáveis foi negativa (Harvey *et al.* 2007). No entanto, o nível de cobertura do dossel tem se mostrado uma das variáveis que melhor explica tanto a abundância de algumas espécies (Castro-Luna *et al.* 2007) quanto os padrões de forrageamento e deslocamento de morcegos (Gorresen & Willig 2004). A associação entre morcegos e cobertura do dossel é explicada na literatura através de duas hipóteses: 1. hipótese da aversão ao risco de predação (Fenton *et al.*, 1992; Estrada *et al.*, 1993) e 2. da relação existente entre o aumento da diversidade de plantas e a oferta e variedade de recursos para as espécies, como alimento e abrigo. É possível que o nível de raleamento da cobertura do dossel nas cabruças clonadas em Ilhéus, ainda não comprometa a eventual proteção contra predação, ou que as espécies sejam capazes de encontrar rotas específicas mais protegidas dentro destas plantações. A exemplo das clareiras naturais é previsto que uma maior abertura do dossel estimule o crescimento de plantas no extrato herbáceo nestas plantações, aumentando a produtividade e, portanto, oferta de recursos alimentares para parte das espécies. Ainda, nas plantações clonadas é comum haver o incremento da lavoura através do consórcio do cacau com uma variedade de frutíferas de crescimento rápido, parte delas usadas por morcegos. Portanto, é possível que a maior abertura do dossel nas plantações clonadas favoreça o aumento de recursos alimentares para uma parcela dos morcegos, através do incremento da produtividade primária e do enriquecimento de determinadas espécies vegetais.

Influência da distância da floresta na estrutura das cabruças:

Não houve relação entre nenhum dos parâmetros estudados (riqueza e abundância da comunidade e das espécies mais comuns) e a distância de uma plantação a floresta mais próxima. Em alguns casos, cabruças mais afastadas da floresta apresentaram, no total, mais espécies e mais

indivíduos do que cabruças muito próximas a um fragmento florestal. Muitos estudos mostram uma relação negativa entre a distância de um fragmento e a riqueza de espécies de morcegos (Estrada *et al.* 1993). É possível que a escala escolhida para categorizar um fragmento como distante (600 a 1.800 m) tenha sido pequena diante da grande capacidade que os morcegos têm em explorar distâncias maiores em bases regulares. Alguns estudos recentes apontam que, embora haja uma grande variação da capacidade de dispersão dos morcegos em paisagens naturais e antropizadas, pelo menos parte das espécies já estudadas podem facilmente locomover a distâncias superiores a 1 km. Por exemplo, um estudo sobre o padrão de deslocamento de oito espécies de morcegos na Amazônia revelou que, no conjunto, as espécies realizaram deslocamentos entre 0.5 e 2.5 km entre fragmentos em uma matriz de savana (Bernard & Fenton, 2003). Além disso, como as plantações sombreadas formam o elemento predominante da paisagem, esta característica pode favorecer a locomoção de espécies na paisagem por distâncias maiores do que em outras paisagens nas quais a matriz é composta, predominantemente, por áreas abertas.

Embora abundância de *R. pumilio* não tenha variado significativamente entre os diferentes tratamentos tipos de hábitat, sua representatividade proporcional nas cabruças caiu, particularmente nas cabruças distantes de floresta. No entanto, ao contrário do encontrado em um estudo anterior nesta mesma paisagem, tanto *R. pumilio* quanto *A. obscurus* foram abundantes tanto nas cabruças quanto nas florestas da região. É possível que a explicação para estas diferenças, pelo menos no caso de *R. pumilio*, resida na maior distância entre a plantação e qualquer remanescente florestal (pelo menos 5 km de distância) quando comparada a escala utilizada no presente estudo. De fato, embora não tenha sido encontrada relação significativa entre a abundância local de *R. pumilio* e *A. obscurus* e a distância da floresta, é possível observar que apenas as plantações mais próximas das florestas (< 600 m para *R. pumilio* e < 1200 m para *A. obscurus*) apresentaram abundâncias baixas e altas, mas abundâncias altas não foram encontradas acima destas duas distâncias para as espécies citadas. Recentemente, (Henry & Kalko 2007) mostraram que fêmeas de *R. pumilio* reduzem 42% sua área de forrageio e em 25% sua distância de voo quando estão lactantes). Portanto, é possível que parte das diferenças encontradas entre os dois estudos se deva a uma eventual sazonalidade na reprodução da espécie, uma vez que o estudo anterior foi realizado em um curto intervalo de tempo.

Implicações para conservação:

De forma geral, este estudo mostrou que a região de Ilhéus ainda abriga uma fauna rica e diversa de morcegos, que usa de forma variável os diferentes ambientes que compõe o mosaico

florestal da região. Na região as cabucas representam a maior parcela do que ainda restou de cobertura florestal na região sul da Bahia, e portanto parte significativa da diversidade de morcegos está sendo mantida nesta paisagem em grande parte através da utilização destes habitats modificados.

No entanto, duas alterações na estrutura da comunidade nas cabucas de Ilhéus merecem destaque. A primeira, corroborada neste estudo, se refere a capacidade limitada que tais plantações têm para suportar uma riqueza elevada de espécies, que estaria ligada a presença de áreas mais significativas de floresta na paisagem. E em segundo lugar, estas plantações mostram um padrão de dominância bem acentuado e típico de ambientes perturbados. Uma das principais características da estrutura de comunidades de morcegos na paisagem como um todo e nas cabucas em particular, é a nítida dominância de uma única espécie, *C. perspicillata*. Estudos recentes apontam para a necessidade de se identificar alterações nos padrões de abundância de espécies nos ambientes por conta das conseqüências que estas alterações provocam no ecossistema antes mesmo de ser relatada a perda de uma dada espécie (Chapin *et al.* 2000; Nijs & Roy 2000; Wilsey & Potvin 2000). Embora a riqueza de espécies seja determinada, basicamente, pela representação de espécies raras, a manutenção dos aspectos funcionais da floresta é determinada pelas espécies mais abundantes (Gering *et al.* 2003).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alger K. 1998. The reproduction of the cocoa industry and biodiversity in Southern Bahia. In: Proceedings of the First International Workshop of Sustainable Cocoa Growing, Panama City, Panama. (<http://www.nationalzoo.si.edu/smbc/research/cacao/cacao.asp>).
- Altringham, J.D. 1996. Bats: biology and behaviour. 278pp. Oxford University Press. New York
- Alves M.C. 1990. The role of cacao plantations in the conservation of the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. Master Thesis, University of Florida, Gainesville, Florida, USA.
- Bonaccorso F. J. 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community.

- Castro-Luna, A. A., Sosa, V. J. & Castillo-Campos, G. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation* 10: 219–228
- Colwell RK (2004) Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7. User's guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (accessed in February 2007).
- Conservation International of Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SEMAD) e Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000, Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/SBF, Brasília, 40p.
- Dangles, O. & Malmqvist, B. 2004. Species richness–decomposition relationships depend on species dominance. *Ecology Letters* 7:395–402.
- Dietz J.M., Sousa S.N. and Billerbeck R. 1996. Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. *Dodo: Journal of Wildlife Preservation Trusts* 32: 115–122.
- Estrada A. and Coates-Estrada R. 2003. Bats in continuous forest, forest fragments and in a agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103, 237–245.
- Estrada A., Coates-Estrada R. and Meritt Jr. D. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16(4): 309–318.
- Estrada, A. and R. Coates-Estrada, 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, 103: p. 237–245.
- Faria D. 2002. Comunidade de Morcegos em uma Paisagem Fragmentada da Mata Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. Ph.D. Thesis, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Brazil. (<http://www.institutodriades.org.br>)

- Faria D.M. 2002. Comunidade de morcegos em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. Ph.D. Thesis, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, Brazil. Available at <http://www.institutodriades.org.br>.
- Faria, D. & Baumgarten, J. (2007). Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16:291-312.
- Faria, D. 2006. Phyllostomids bats of a fragmented landscape in north-eastern Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22:531-542.
- Faria, D.; Laps, R.R.; Baumgarten, J.; Cetra, M. (2006). Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 15:587-612.
- Faria, D.; Paciencia, M.L.B.; Dixo, M.; Laps, R.R. & Baumgarten 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.
- Fenton M. B., Acharya L., Audet D., Hickey M.B.C., Merriman C., Obrist M.K. and Syme D.M. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24(30): 440-446.
- Findley J.S. 1993. *Bats - A Community Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fleming, T.H. 1982. Foraging strategies in plant-visiting bats. *Ecology of Bats* (ed. T.H. Kunz), pp. 287–386. Plenum Press, New York.
- Gorresen, P.M. & Willig, M.R. (2004). Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*. 84, 688–697.
- Gouvêa J.B.S., Silva L.A.M. and Hori M. 1976. 1. Fitogeografia. In: Diagnóstico sócio-econômico da região cacauceira, Recursos Florestais. Vol. 7:1-7.CEPLAC/ Instituto Interamericano de Ciências agrícolas - OEA. Ilhéus, BA
- Hammer Ø. Harper D.A.T. and Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.

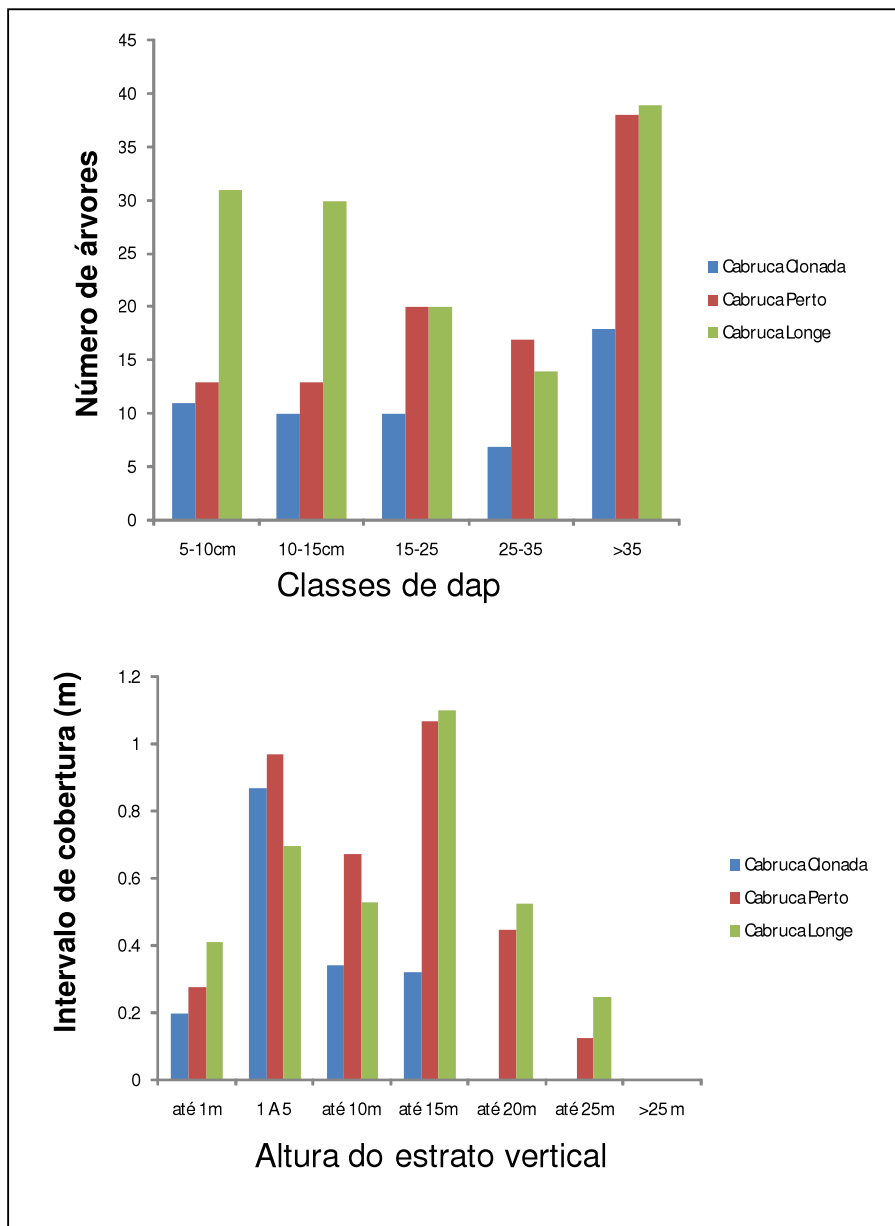
- Harvey C. A., Komar O., Chazdon R.,‡ Ferguson B. G., Finegan B., Griffith D.M., Martinez-Ramos M., Morales H., Nigh R., Soto-Pinto L., Van Breugel M., Wishnie, M.. Integrating Agricultural Landscapes with Biodiversity Conservation in the Mesoamerican Hotspot. *Conservation Biology*, 22:8-15.
- Harvey C.A., Medina A., Merlo Sánchez D., Vílchez S., Hernández B., Sáenz J.C., Maes J.M., Casanoves F. and Sinclair F.L. 2006. Patterns of animal diversity associated with different forms of tree cover retained in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 16 (5): 1986–1999.
- Henry, M. & Kalko, E.K.V. (2007) Foraging strategy and breeding constraints of *Rhinophylla pumilio* (Phyllostomidae) in the Amazon lowlands. *Journal of Mammalogy*, 88, 81–93.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row, New York. 645 pp.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76:5-13.
- Lawton JH, Bignell DE, Bolton B, Bloemers GF, Eggleton P, Hammond PM, Hodda M, Holt RD, LarsenTB, Mawdsley NA, Stork NE, Srivastava DS, Watt AD (1998) Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391:72–76
- May P.H. and Rocha R.B. 1996. O sistema agrossilvicultural do cacau-cabruca. In: *Gestão ambiental no Brasil: experiência e sucesso*. Lopes, I.V., Filho G.S.B., Biller D. (eds), Fundação Getúlio Vargas Editora.
- Medellín R.A., Equihua M. and Almin M.A. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14(6): 1666-1675.
- Mori S.A. and Silva L.M. 1979. The herbarium of the ‘Centro de Pesquisas do Cacau’ at Itabuna, Brazil. *Brittonia* 31: 177-196.
- Mori S.A., Boom B.B., Carvalho A.M. and Santos T.S. 1983. Southern Bahian Moist Forests. *The Botanical Review* 49(2): 155-232.
- Pacheco J.F., Whitney B.M. and Gonzaga L.P. 1996. A new genus and species of Furnariid (Aves; Furnariidae) from the cocoa-growing region of southeastern Bahia, Brazil. *Wilson Bulletin* 108(3):397-433.

- Perfecto, I. Mas, A., Dietsch, T. & Vandermeer, T. 2003. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 2: 1239–1252.
- Pineda E, Moreno C., Escobar F. and Halffeter G. 2005. Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* 19(2): 400-410.
- Rice R.A. and Greenberg R. 2000. Cacao Cultivation and the Conservation of Biological Diversity. *Ambio* 29(3).
- Rolim S.G. and Chiarello A.G. 2004. Slow death of Atlantic forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 2679-2694.
- Sambuichi R.H.R. 2002. Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (mata atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 16: 89–101.
- Schroth, G., Harvey, C. A. & Vincent, G. 2004. Complex agroforests: their structure, diversity, and potential role in landscape conservation. Pp. 227-260 in Schroth, G., Fonseca, G. A. B., Harvey, C. A., Gascon, C., Vasconcelos, H. L. & Izac, A. M. N. (eds.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington.
- Schulze, M. D., Seavy, N. E. & Whitacre, D. F. 2000. A comparison of phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32:174-184.
- Thomas W.W. 2003. Natural vegetation types in southern Bahia. In: Prado P.I., Landau E.C., Moura R.T., Pinto L.P.S., Fonseca G.A.B., Alger K. (orgs.) *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.
- Veech, J.A. and T.O. Crist. 2007. PARTITION: software for hierarchical additive partitioning of species diversity, version 2.0. <http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>
- Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O. & Gering, J.C. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99:3-9.

- Vizotto, L. D. & Taddei, V. A. 1973. Chave para identificação de quirópteros brasileiros. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de São José 1:1–72.
- Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecol. Monogr. 30:279-338.
- Young A.M. 1994. The chocolate tree: a natural history of Cacao. Smithsonian Institution Press.
- Zar J.H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall Inc., Upper Saddle River, NJ.

APÊNDICE:

Figura A1. Densidade de árvores por classe de dap (cm) e intervalo de cobertura foliar em intervalos de altura em cabruças próximas e distantes de floresta, e cabruças clonadas na região de Ilhéus, sul da Bahia. Os dados não levam em conta os arbustos de cacau (*Theobroma cacao*) (Fonte: Mendonça *et al.*, em preparação).



CAPÍTULO 2

**Estrutura do hábitat: complexidade e grau de obstrução da
vegetação e ecomorfologia dos morcegos filostomídeos da Mata
Atlântica do sul da Bahia**

INTRODUÇÃO

A influência do uso do habitat sobre os padrões de diversidade é um dos principais temas presentes na base dos estudos ecológicos (August 1983). Desde que MacArthur & MacArthur (1961) demonstraram a correlação entre diversidade de pássaros e a complexidade estrutural do habitat, corroborando a hipótese de complexidade do habitat de Simpson (1949), é geralmente aceita a associação entre a diversidade de espécies e as oportunidades para os nichos ecológicos (Bazzaz, 1975; Terborgh 1977) e, como a afinidade com o habitat é uma propriedade intrínseca da espécie, também é esperado que haja variação entre grupos taxonômicos quanto a essa associação. Apesar disso, em uma recente revisão sobre a relação entre heterogeneidade de habitat e diversidade de espécies, Tews *et al.* (2004) mostrou que a maioria dos estudos reportam uma relação positiva entre a heterogeneidade e a diversidade e que variações desse padrão podem ser atribuídas ao modo como as espécies exploram o habitat, bem como, à maneira como a heterogeneidade *per se* é entendida ou mensurada, por exemplo, a escala considerada em cada estudo (Atauri & Lucio, 2001).

Entre as mais ubíquas espécies nos ecossistemas florestais em todo o mundo estão os morcegos. Este grupo taxonômico encontra sua maior diversidade nas florestas tropicais (Fenton *et al.* 1992). Morcegos são animais voadores e noturnos que exploram o complexo ambiente florestal de uma maneira mais tridimensional que o restante dos mamíferos (Hill & Smith 1981). O modo que os morcegos percebem e utilizam o ambiente é determinado pelas características ecomorfológicas e aerodinâmicas de cada espécie (Norberg & Rayner 1987). Existe uma correlação entre a morfologia das asas dos morcegos e o uso do habitat e o hábito alimentar já bem conhecida para os insetívoros aéreos (Saunders & Barclay 1992) e, mais recentemente, demonstrada também para os filostomídeos do novo mundo (Stockwell 2001). Como os morcegos se orientam utilizando a ecolocação durante o voo, usualmente há uma associação entre diferentes padrões dos sinais e a complexidade do habitat, uma vez que a complexidade implica um aumento na quantidade de obstáculos, como troncos de árvores, galhos, ramos e folhas, os quais devem ser detectados e eventualmente evitados durante o voo. A quantidade de obstáculos ao voo presente em cada habitat deve influenciar fortemente o comportamento de forrageio, afetando a detecção e busca de alimento (Fenton 1990; Schnitzler & Kalko 1998). Como exemplo, o uso de pulsos de banda larga de baixa intensidade (e.g. Barclay *et al.* 1981; Belwood 1988; Thies *et al.* 1998) e características morfológicas como pequena carga alar e baixos valores de razão de aspecto (e.g. Findley *et al.*, 1972; Norberg & Rayner 1987) são adaptações conjuntas associadas a morcegos que forrageiam em

ambientes espacialmente mais densos e com muitos obstáculos (Schnitzler & Kalko, 1998), como os morcegos filostomídeos.

Ainda há muito pouca informação sobre o modo como a complexidade florestal influencia os padrões locais de diversidade de espécies de morcegos. Medellín *et al.* (2000) encontrou riqueza e diversidade de morcegos positivamente correlacionada com um gradiente decrescente de perturbação florestal, o qual era predominantemente determinado por alguns descritores da complexidade florestal. Usando uma abordagem similar, Castro-Luna *et al.* (2007) não encontraram correlação entre riqueza de espécies, abundância total ou diversidade de morcegos com estádios sucessionais da floresta. no entanto, a variável estrutural que melhor explicou a abundância de algumas espécies foi a percentagem de cobertura da copa.

Neste estudo foram investigados (1) se a riqueza e a abundância de morcegos filostomídeos de subosque estão associadas a medidas de complexidade desse estrato florestal e (2) se a presença e a abundância das espécies de morcegos estão relacionadas com alguma, ou com um conjunto de, características morfológicas, como aquelas relacionadas a manobrabilidade do voo. Aqui, o termo complexidade é usado na acepção de August (1983) e se refere ao desenvolvimento vertical da vegetação (i.e., estratos florestais). No entanto, ao invés de medidas sobre a densidade da vegetação ao longo de uma projeção linear, perpendicular ao solo, as medidas de complexidade utilizadas nesse estudo preservam informação sobre o arranjo tridimensional, sendo tomadas a partir de projeções de trechos da floresta sobre um plano vertical.

MÉTODOS

Área de estudo:

Este estudo foi conduzido a partir dos dados coletados sobre comunidade de morcegos em dois projetos distintos, conduzidos em duas paisagens localizadas na região sul da Bahia, uma no município de Una (Projeto RestaUna – Faria 2006) e outra na zona rural do município de Ilhéus (ver cap. I desta tese), no período de 1998-2002 e 2006-2008, respectivamente (Figura 2.1). As duas paisagens estão inseridas no domínio da região cacauzeira do sul da Bahia, na qual a vegetação original predominante pode ser classificada como “Floresta Pluvial Tropical Perenifólia Sul Baiana” (Veloso, 1946), cobrindo uma faixa de aproximadamente 70 km de largura paralela à costa. O

clima não apresenta sazonalidade definida, com uma precipitação média superior a 1.500 mm/ano e temperatura média de 24°C.



Figura 2.1. Mapa mostrando parte da região cacaueira do sul da Bahia, com as plantações de cacau em marrom e os remanescentes florestais em verde. O quadrado azul mostra a paisagem de Ilhéus e o vermelho a de Una.

Na região de Una foram obtidos dados de 12 áreas de floresta, incluindo interiores (> 75m de uma área aberta) e bordas (< 75 m de uma área aberta) de fragmentos grandes (> 1000 ha) e pequenos (< 100 ha), e áreas de vegetação secundária com menos de 20 anos de regeneração (capoeiras). Na região de Ilhéus, foram amostrados 16 áreas incluindo quatro florestas (< 300 ha) e 12 áreas de cacau sombreados, incluindo oito plantações tradicionais de cacau sob o sistema de cabruca e quatro cujo manejo mais intensivo implica em uma menor cobertura de dossel, as

chamadas cabruças clonadas (ver detalhes no cap. I). Portanto, este trabalho contou com um total de 28 florestas incluindo florestas maduras, florestas secundárias iniciais e um mosaico de agrofloresta.

Em cada uma destas áreas foi estabelecido um transecto de 100 m de comprimento, no qual foram realizadas as amostragens de morcegos como o uso de rede de neblina. Em cada um dos transectos foram instaladas oito redes (três de 6m, três de 9m e duas de 12m), totalizando 69m de redes, dispostas em duplas ao longo do transecto. As redes permaneceram abertas durante cinco horas a partir do pôr do sol, e foram vistoriadas em intervalos de aproximadamente 30 minutos. Os morcegos capturados eram identificados e medidos e soltos ao final de cada noite de amostragem. Cada transecto, tanto em Ilhéus como em Una, foi amostrado durante quatro noites não-consecutivas, resultando em um esforço amostral total de 113 noites.

Descritores da densidade e complexidade do subosque (fotos da vegetação)

Para descrever a complexidade e densidade da vegetação do estrato onde os morcegos são capturados foram usadas fotografias da faixa de vegetação próximo às redes. As fotografias foram feitas com máquinas equipadas com objetivas 70 de mm dispostas em direção perpendicular e a cerca de 7 metros da posição onde as redes foram armadas. Nesse local foi estendida uma tela branca, que funcionou como contraste para o registro da projeção das imagens da vegetação. Toda a vegetação na direção da tela e a menos de um metro da objetiva foi removida para minimizar distorções. O foco sempre ajustado para a distância da máquina a tela (7 m) e a abertura do diafragma foi fixada em f 8. Com esse arranjo, os planos a distâncias inferiores a 2 metros ficam fora de foco. Assim, as fotos representam a projeção de uma faixa de cerca de 6 metros de vegetação. Os transectos de coleta da região de Una foram fotografados durante a noite com máquinas convencionais para filmes de 35 mm. Nesse caso as fotos foram obtidas com o auxílio de flash disparados por trás da tela, para possibilitar o contraste (Figura 2.2). Na região de Ilhéus as fotos foram feitas durante o dia com máquina digital de sensor de 23,7 mm. Para manter a equivalência da distância focal a objetiva foi ajustada para 50 mm. Em todos os transectos, as fotos foram feitas a partir dos dois lados das redes. O número de fotos por rede variou conforme o tamanho das redes.



Figura 2.2. Ilustração de duas etapas do processo de tomada de fotos da vegetação no local de cada rede de neblina: A) montagem da tela branca atrás paralela ao transecto de amostragem e B) vista da iluminação da tela pelo flash de luz por trás do transecto.

As imagens capturadas foram digitalizadas a partir dos negativos e transformadas em imagens binárias (B&P) usando o software CorelDraw 9.0 (correções de contraste e conversão B&P). Cada fotografia foi recortada digitalmente de modo a compreender somente as dimensões da tela. O cálculo das medidas relacionadas à complexidade e a densidade do estrato da vegetação foi feito com o software ImageTool. (<http://ddsdx.uthscsa.edu/dig/>). As medidas tomadas são baseadas nas aberturas apresentadas nas projeções das fotografias. Foram consideradas aberturas os espaços delimitados por projeções da vegetação ou pelo limite das fotografias, i.e, as aberturas maiores, ou próximas à margem da fotografia, foram incluídas (Figura 2.3).

Esse sistema permite a avaliação da complexidade da estrutura da vegetação a partir da projeção da vegetação na superfície da tela. A imagem capturada pela fotografia representa uma amostra de uma seção vertical da floresta. A área delimitada e o padrão de distribuição das sombras da vegetação nesse plano foram utilizadas como descritores da complexidade espacial e da densidade da vegetação respectivamente. O sentido de complexidade usado nesse estudo refere-se ao arranjo da vegetação, na seção vertical. Assumindo-se um arranjo de vegetação menos complexo quanto mais compacta for sua projeção vegetação sobre a tela. Dessa forma é possível haver

independência entre a densidade da vegetação e a complexidade. A variação das medidas de complexidade e densidade encontradas entre fotografias ao longo de um transecto foram consideradas medidas de heterogeneidade do transecto.



Figura 2.3. Fotos ilustrando o procedimento de amostragem da vegetação dos transectos, com o aspecto da vegetação durante a tomada da foto (a) e a imagem binária (preto e branco) (b), mostrando os espaços abertos (preto) e os ocupados pela vegetação (branco) de onde foram calculadas as variáveis descritoras da complexidade e heterogeneidade.

A partir das imagens foram calculados valores de dez variáveis para cada um dos transectos. As variáveis selecionadas estão relacionadas a três tipos de informação: a) densidade da vegetação ou grau de obstrução do habitat; b) complexidade do arranjo espacial da vegetação e c) heterogeneidade dos transectos. As variáveis utilizadas produzidas através desse procedimento estão sumarizadas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Variáveis descritivas da estrutura da vegetação extraídas das fotografias

<i>Código</i>	<i>Variável</i>	<i>Principal informação associada</i>
EAM	media das somas das áreas das aberturas das fotos	Grau de obstrução
EAC	coeficiente de variação das somas das áreas das aberturas das fotos	Heterogeneidade
TAM	media da area das aberturas do transecto	Grau de obstrução
AMM	média da área da maior abertura de cada foto	Grau de obstrução
NAM	numero total de aberturas do transecto dividido pelo numero de fotos	Complexidade
SPT	soma dos perímetros das aberturas do transecto dividido pelo número de fotos	Complexidade
SPC	coeficiente de variação da soma dos perimetros das aberturas de cada foto	Heterogeneidade
RPA	soma do perimetro de todas as aberturas do transecto dividido pela raiz quadrada da soma da área das aberturas)	Complexidade
NA1000	numero de aberturas com area maior que 1000cm2 no transecto	Complexidade/ Grau de obstrução
NA10000	numero de aberturas com área maior que 10000cm2 no transecto	Grau de obstrução

Medidas morfológicas das espécies de morcegos

Todos os morcegos capturados durante as amostragens de campo foram pesados e tiveram seu antebraço medido, porém as medidas morfológicas completas pode ser feita apenas para alguns indivíduos. Para proceder as medições morfológicas os indivíduos foram presos com fita adesiva a uma prancheta com escala em milímetros com uma das asas estendida (Figura 2.4), e em seguida fotografado com objetiva de 50 mm. A partir das fotos digitalizadas foram tomadas as medidas morfológicas utilizando-se o software ImageTool. A partir de cada morcego fotografado, foram tomadas as seguintes medidas: envergadura (b), distância entre as duas extremidades da asa (Figura 2.5a); comprimento do 5º dígito (D5), distância entre a extremidade distal do quinto dígito e a base da articulação (Figura 2.5b); comprimento do plagiopatágio (Lp), menor distância entre a axila e o quinto dígito (Figura 2.5c); comprimento do quiropatágio (Lq), menor distância entre o quinto dígito e a extremidade distal do terceiro dígito (Figura 2.5d).



Figura 2.4. Morcego preparado para as fotografias usadas na investigação das diferenças nos atributos morfológicos de voo: ao fundo placa de madeira coberta com papel milimetrado; etiqueta constando de número e local de coleta, nome da espécie, sexo, idade e peso do indivíduo. O morcego foi colocado com uma das asas estendida e imobilizado com fita adesiva transparente.

Foram tomadas ainda as medidas das seguintes áreas: (S) área da asa, que inclui a área de todo indivíduo exceto cabeça, orelhas e pés (Figura 2.6a); área do quiropatágio (Sq) (Figura 2.6b); área do plagiopatágio (Sp), nesse estudo, Sp foi considerado como a soma das áreas do propatágio e plagiopatágio, (Figura 2.6c); área do uropatágio (Figura 2.6d). A partir dessas medidas foram calculados os parâmetros morfométricos ligados as características do voo dos morcegos

Os seguintes parâmetros foram calculados e usados na análise comparativa das espécies: carga alar ($WL = ((\text{massa} * 9,8) / S) / 100$); razão de aspecto ($AR = b^2 / S$); razão entre comprimento quiropatágio e o plagiopatágio ($TI = Lq/Lp$); razão entre a área do quiropatágio e o plagiopatágio ($Ts = Sq/Sp$); e o índice da forma da ponta da asa ($Itip = Ts / (TI - Ts)$). (Bullen & McKenzie, 2001; Pennyquick, 1975, Aldridge, 1976. Aldridge, 1985; Norberg, 1979, Norberg & Rayner 1987).

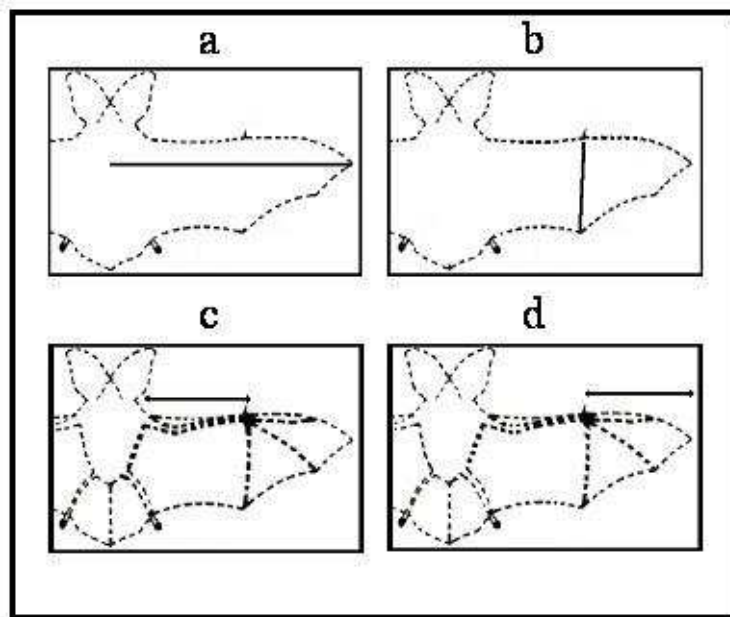


Figura 2.5. Ilustração das medidas lineares realizadas nos morcegos adultos capturados na Região de Una, Bahia, Brasil: (a) metade da envergadura, (b) comprimento do 5º dígito, (c) comprimento do plagiopatágio, (d) comprimento do quiropatágio.

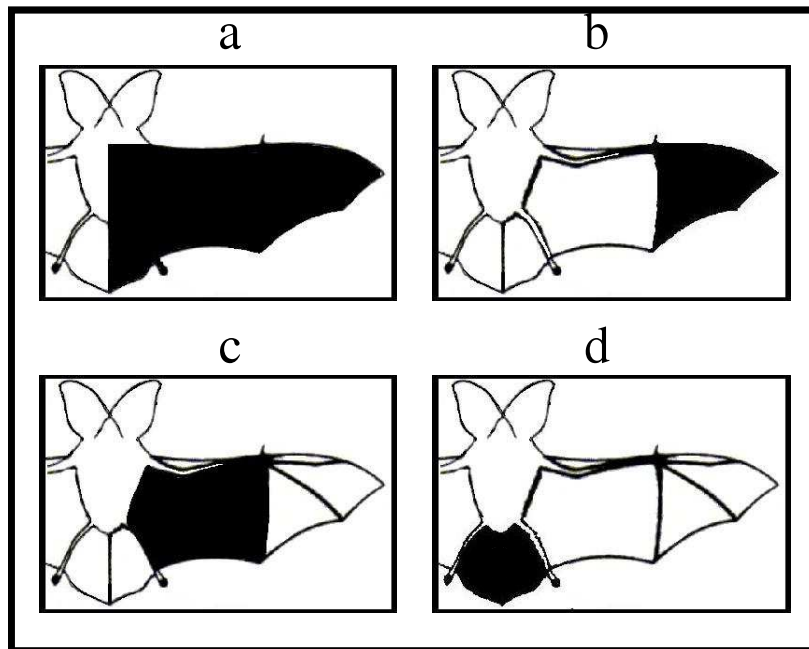


Figura 2.6. Ilustração das medidas de áreas realizadas nos morcegos adultos capturados na Região de Una, Bahia, Brasil: (a) metade da área da asa, (b) área do quiropatágio, (c) área do plagiopatágio, (d) área do uropatágio.

Análise de dados

As análises estatísticas feitas nesse trabalho foram realizadas no, programa livre PAST (Paleontological Statistical; <http://folk.uio.no/ohammer/past/>), salvo especificação diferente. As autocorrelações entre as variáveis da vegetação foram verificadas através do coeficiente de Pearson.. As diferenças entre os transectos localizados nas cabruças e nas matas foram testadas, para cada variável separadamente, através do teste não paramétrico de Mann-Whitney.

Para avaliar a variação dos transectos em relação às variáveis da vegetação foi feita uma ordenação através de uma Análise de Componentes Principais (PCA) realizada a partir da matriz de correlação e dados centrados e padronizados

As relações entre as variáveis da vegetação e a riqueza e abundância de morcegos filostomídeos foi verificada por regressão linear entre os escores gerados pela PCA e o número de espécies e total de capturas para cada um dos 28 transectos.

Para verificar a associação entre as variáveis da vegetação e a ocorrência das espécies de morcegos filostomídeos foi feita uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) com a matriz de abundância das espécies nos 28 transectos e a matriz de variáveis da vegetação usando o programa PCORD 3.17, com dados centrados e padronizados. Os dados da matriz de abundância foram transformados por $\log_{10}(x+1)$ para diminuir o efeito da grande variação de abundância entre as espécies. Ao final foi realizado um teste de Monte Carlo para verificar a correlação entre as matrizes de abundância e de variáveis da vegetação. A Análise de Correspondência Canônica restringe a ordenação de forma a maximizar a correlação com as variáveis ambientais. Assim, os eixos gerados pela ordenação não descrevem a dimensão da maior variação distribuição das espécies, sendo produto de combinações lineares das variáveis ambientais e das abundâncias. Dessa forma, os escores que representam as espécies e sítios são diretamente relacionados (ter Braak 1986). Os escores das espécies em cada eixo representam o centro de distribuição em relação às variáveis ambientais.

Os escores do eixo de maior autovalor da CCA foram então contrastados com os parâmetros morfológicos de cada espécie em diagramas de dispersão para verificar a associação entre as variáveis da vegetação e a morfologia. A distribuição de pontos dos diagramas foi testada quanto a forma (triangular) e à inclinação por comparação com modelos nulos usando o módulo macroecology do programa EcoSim7.0 (Goteli & Entminger 2001) (<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>). As rotinas foram rodadas com 10000 iterações e os modelos gerados com a opção “definido pelos dados” que gera probabilidades mais conservadoras por restringir os valores de Y a valores assumidos pelos dados originais. Para evitar o efeito da grande diferença no escore no eixo das variáveis ambientais, que pode exagerar a forma triangular, a espécie *Lonchophylla mordax* não foi considerada nessa análise.

RESULTADOS

Morcegos: capturas e medidas morfológicas

No conjunto total de 28 transectos, localizados nas duas paisagens, foram obtidas 3491 capturas de morcegos filostomídeos de 33 espécies, distribuídas em cinco subfamílias (Tabela 2.2). Os dados morfométricos completos, no entanto, foram obtidos para 21 das 33 espécies e estão apresentados na Tabela 2.3

Tabela 2.2. Morcegos capturados nos 28 transectos amostrados em um mosaico de florestas em duas paisagens da região cacauzeira do sul da Bahia, Brazil.

Espécie	abreviação	total de capturas	No transectos onde foram registradas capturas
Phyllostominae			
<i>Chrotopterus aurita</i>	CAU	2	2
<i>Lophostoma brasiliense</i>	LBR	11	7
<i>Lophostoma silvicola</i>	LSI	5	5
<i>Micronycteris hirsuta</i>	MHI	1	1
<i>Micronycteris cf megalotis</i>	MME	2	2
<i>Micronycteris minuta</i>	MMI	7	4
<i>Mimon crenulatum</i>	MCR	1	1
<i>Phyllostomus discolor</i>	PDI	151	13
<i>Phyllostomus hastatus</i>	PHA	3	3
<i>Trachops cirrosus</i>	TCI	3	2
Glossophaginae			
<i>Anoura caudifer</i>	ACA	15	4
<i>Choeroniscus minor</i>	CMI	9	5
<i>Glossophaga soricina</i>	GSO	310	16
<i>Lionycteris cf spureli</i>	LSP	1	1
<i>Lonchophylla mordax</i>	LMO	2	2

Tabela 2.2 (continuação)

Espécie	abreviação	total de capturas	No transectos onde foram registradas capturas
Sternoderminae			
<i>Artibeus cinereus</i>	ACI	120	22
<i>Artibeus fimbriatus</i>	AFI	24	12
<i>Artibeus gnomus</i>	AGN	7	6
<i>Artibeus jamaicensis</i>	AJA	143	14
<i>Artibeus lituratus</i>	ALI	46	20
<i>Artibeus obscurus</i>	AOB	256	26
<i>Chiroderma vilosum</i>	CVI	10	6
<i>Phyloderma stenops</i>	PST	1	1
<i>Pigoderma bilobatum</i>	PBI	1	1
<i>Platirhynchus lineatus</i>	PLI	15	8
<i>Platirhynchus recifinus</i>	PRE	4	4
<i>Sturnira lilium</i>	SLI	56	13
<i>Sturnira tildae</i>	STI	1	1
<i>Uroderma bilobatum</i>	UBI	19	10
Carollinae			
<i>Carollia brevicauda</i>	CBR	8	6
<i>Carollia perspicillata</i>	CPE	1939	28
<i>Rhynophylla pumilio</i>	RPU	303	26
Desmodontinae			
<i>Desmodus rotundus</i>	DRO	15	6
Total geral		3941	

Tabela 2.3. Sumário das medidas morfológicas obtidas para 21 espécies de morcegos filostomídeos, capturados nos 28 transectos amostrados em um mosaico de florestas em duas paisagens da região cacauieira do sul da Bahia, Brazil.

espécie	código	massa (g)	envergadura (m)	Tl	Ts	Itip	AR	WL (N/m ²)	N
<i>Lophostoma brasiliense</i>	LBR	13,63	0,285	1,28	0,85	2,01	5,14	8,80	4
<i>Micronycteris hirsuta</i>	MHI	11,50	0,301	1,34	1,03	3,37	5,43	7,02	1
<i>Mimon crenulatum</i>	MCR	15,50	0,368	1,44	1,07	3,04	6,35	7,41	15
<i>Phyllostomus discolor</i>	PDI	38,38	0,437	1,33	0,94	2,59	6,65	13,59	12
<i>Phyllostomus hastatus</i>	PHA	116,50	0,632	1,39	0,94	2,10	7,01	20,87	2
<i>Trachops cirrosus</i>	TCI	33,75	0,420	1,44	1,11	3,55	5,60	10,90	2
<i>Glosophaga soricina</i>	GSO	9,00	0,253	1,41	1,15	4,44	6,32	9,07	1
<i>Lonchophylla mordax</i>	LMO	7,75	0,257	1,59	1,18	2,94	6,77	8,12	2
<i>Artibeus cinereus</i>	ACI	14,33	0,321	1,61	1,14	2,93	6,67	9,44	3
<i>Artibeus fimbriatus</i>	AFI	70,00	0,494	1,52	1,01	1,99	6,38	18,66	1
<i>Artibeus jamaicensis</i>	AJA	49,90	0,440	1,39	0,95	2,26	6,39	16,78	5
<i>Artibeus lituratus</i>	ALI	77,50	0,538	1,42	1,00	2,41	6,57	17,95	5
<i>Artibeus obscurus</i>	AOB	40,08	0,460	1,55	1,02	1,92	6,56	12,69	6
<i>Chiroderma vilosum</i>	CVI	37,00	0,396	1,60	1,07	2,01	6,36	15,28	1
<i>Platirhynchus lineatus</i>	PLI	24,67	0,351	1,49	1,10	2,82	6,35	12,96	3
<i>Platirhynchus recifinus</i>	PRE	16,83	0,315	1,43	1,05	2,89	6,64	11,47	3
<i>Sturnira lilium</i>	SLI	18,83	0,309	1,59	1,09	2,28	6,40	12,76	6
<i>Sturnira tildae</i>	STI	24,88	0,358	1,60	1,18	3,08	6,46	12,78	4
<i>Uroderma bilobatum</i>	UBI	19,00	0,319	1,48	1,12	3,10	6,08	11,57	1
<i>Carollia perspicillata</i>	CPE	16,00	0,328	1,66	1,20	2,99	6,10	9,25	15
<i>Rhynophylla pumilio</i>	RPU	9,20	0,268	1,67	1,14	2,29	6,31	8,26	8

Medidas dos parâmetros da estrutura e complexidade da vegetação

As variáveis descritoras da vegetação extraídas das fotografias apresentaram grande variação para o conjunto dos 28 transectos (Tabela 2.4, Figura 2.7). As cabruças e florestas apresentaram valores significativamente diferentes (Mann-Whitney, $p < 0,001$) para todas as variáveis exceto EAC (coeficiente de variação do espaço aberto médio) ($p = 0,91$)

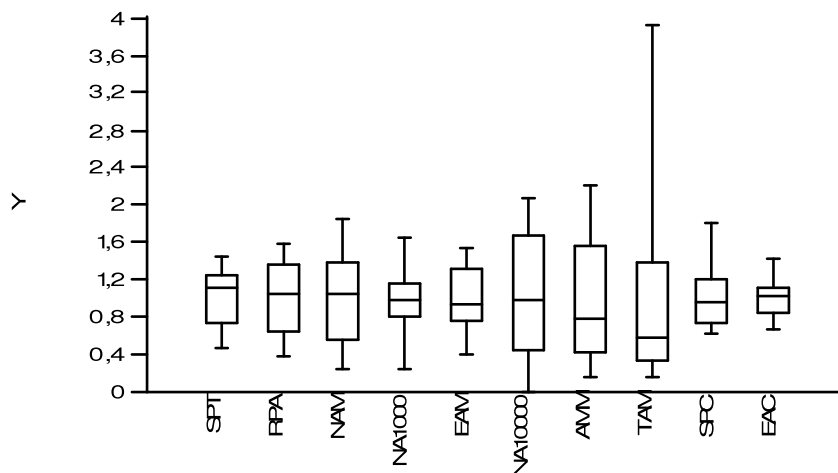


Figura 2.7. Diagramas de caixa dos valores padronizados para as dez variáveis descritoras avaliadas nos 28 transectos (ver Tabela 2.1 para legenda e descrição das variáveis)

As florestas apresentaram maior complexidade, i.e., valores maiores para soma dos perímetros das aberturas (SPT), razão perímetro-área (RPA) e número médio de aberturas (NAM), enquanto as cabruças apresentaram maior espaço aberto médio (EAM), abertura máxima média (AMM), tamanho médio das aberturas (TAM) e número de aberturas maiores que 1m^2 . O coeficiente de variação da soma dos perímetros das aberturas (SPC) foi menor para as florestas, indicando uma maior heterogeneidade das cabruças quanto à complexidade. No entanto, cabruças e florestas não apresentaram heterogeneidade diferente em relação ao espaço aberto (EAC).

Tabela 2.4. Valores das variáveis descritoras da estrutura e complexidade da vegetação para cada um dos 28 transectos amostrados em um mosaico de florestas em duas paisagens da região cacauceira do sul da Bahia, Brazil. CB= cabruca, FL= floresta nativa, FS= floresta secundária (ver Tabela 2.1 para legenda e descrição das variáveis).

transecto	habitat	município	SPT <i>cm</i>	RPA	NAM	NA1000	EAM <i>cm 2</i>	NA10000	AMM <i>cm 2</i>	TAM <i>cm 2</i>	SPC	EAC
CCAÇ	CB	Ilhéus	2495	67,4	16,8	2,37	41069	1,17	33003	2449	0,52	0,27
CCES	CB	Ilhéus	3164	87,6	23,8	2,97	39102	1,00	27578	1641	0,49	0,35
CCPR	CB	Ilhéus	4274	144,8	55,1	2,90	26138	0,60	16320	474	0,41	0,51
CCSR	CB	Ilhéus	2999	97,4	27,9	2,33	29862	0,77	23264	1069	0,39	0,50
CLAÇ	CB	Ilhéus	2965	81,0	23,3	2,67	40213	1,00	30934	1728	0,50	0,28
CLAL	CB	Ilhéus	4080	117,6	43,5	1,97	36091	0,97	28619	831	0,41	0,29
CLBF	CB	Ilhéus	3359	86,5	33,3	2,36	42228	0,96	34487	1269	0,64	0,34
CLPR	CB	Ilhéus	3302	88,9	28,6	2,40	41363	1,10	31205	1382	0,49	0,39
CPAÇ	CB	Ilhéus	4130	113,4	41,9	3,00	37147	0,93	25837	887	0,40	0,29
CPAL	CB	Ilhéus	4401	135,6	50,7	2,37	31610	0,73	22368	623	0,38	0,54
CPBP	CB	Ilhéus	3683	117,5	37,7	2,70	29474	0,77	19655	781	0,31	0,40
CPPR	CB	Ilhéus	4705	138,9	59,1	2,69	29823	0,85	20962	505	0,49	0,47
FLAÇ	FL	Ilhéus	7133	208,6	89,8	4,71	32754	0,68	14011	365	0,25	0,25
FLAL	FL	Ilhéus	6597	217,0	90,8	4,07	25872	0,50	10621	285	0,30	0,43
FLBP	FL	Ilhéus	5926	222,5	79,3	3,90	21281	0,30	7634	268	0,24	0,45
FLPR	FL	Ilhéus	6263	176,3	68,8	4,93	37854	0,97	17875	550	0,38	0,26
1co21	FL	Una	6223	196,7	87,0	3,09	22026	0,36	8251	253	0,26	0,36
1fr11	FL	Una	5956	249,4	85,4	3,07	15971	0,00	4238	187	0,25	0,40
2co11	FL	Una	6299	174,2	68,9	3,79	24851	0,26	9698	360	0,38	0,40
2co12	FL	Una	7109	256,8	85,0	3,82	21459	0,18	5691	252	0,26	0,36
2cp1	FS	Una	6867	257,2	112,1	2,89	19243	0,26	6231	172	0,27	0,40
2cp2	FS	Una	6646	212,3	104,7	2,80	24507	0,43	10322	234	0,45	0,32
2fr12	FL	Una	5902	240,1	116,7	0,72	10874	0,11	2502	93	0,28	0,54
3co12	FL	Una	7746	267,6	131,3	2,96	19266	0,17	5359	147	0,26	0,38
3co22	FL	Una	6368	236,4	84,7	3,25	20312	0,29	7522	240	0,27	0,35
3cp2	FS	Una	7761	278,0	120,3	3,21	21589	0,25	6696	180	0,24	0,43
3fr11	FL	Una	7181	267,7	103,7	3,63	19432	0,19	4998	187	0,24	0,32
3fr21	FL	Una	6274	211,9	117,8	1,94	14906	0,06	4089	127	0,22	0,40
média			5350	176,8	71,0	2,98	27726	0,57	15713	626	0,36	0,38
valor máximo			7761	278,0	131,3	4,93	42228	1,17	34487	2449	0,64	0,54
valor mínimo			2495	67,4	16,8	0,72	10874	0,00	2502	93	0,22	0,25

Existe forte correlação entre as variáveis avaliadas nos 28 transectos. As auto-correlações entre variáveis associadas ao mesmo tipo de informação são maiores do que entre variáveis associadas a informações distintas. Das variáveis ligadas à densidade e à presença de grandes espaços abertos, EAM é a que apresenta menor correlação com SPT. As auto-correlações são mais evidentes dentro do conjunto de transectos nas cabruças e menores e menos frequentemente significativas dentro do conjunto de transectos de florestais (Figura 2.8). As variáveis associadas mais diretamente à complexidade (SPT, RPA e NAM) não apresentaram correlação com aquelas associadas à presença de grandes espaços livres (EAM, AMM, TAM e NA1000) (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 Coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis da vegetação.

		SPT	RPA	NAM	NA1000	EAM	NA10000	AMM	TAM	SPC
RPA	28 stios	0,95	**							
	cabruças	0,94	**							
	florestas	0,57	*							
NAM	28 stios	0,93	**	0,94	**					
	cabruças	0,97	**	0,97	**					
	florestas	0,52	*	0,65	**					
NA1000	28 stios	0,46	*	0,30		0,15				
	cabruças	0,16		0,18		0,13				
	florestas	0,21		-0,31		-0,65	*			
EAM	28 stios	-0,73	**	-0,86	**	-0,84	**	0,06		
	cabruças	-0,60	*	-0,83	**	-0,70	*	-0,19		
	florestas	0,14		-0,56	*	-0,56	*	0,86	**	
NA10000	28 stios	-0,80	**	-0,90	**	-0,86	**	-0,07	0,96	**
	cabruças	-0,61	*	-0,81	**	-0,70	*	-0,24	0,91	**
	florestas	0,01		-0,58	*	-0,46		0,69	**	0,94
AMM	28 stios	-0,89	**	-0,95	**	-0,91	**	-0,23	0,95	**
	cabruças	-0,65	*	-0,85	**	-0,71	**	-0,40	0,97	**
	florestas	-0,02		-0,67	**	-0,57	*	0,76	**	0,98
TAM	28 stios	-0,86	**	-0,86	**	-0,86	**	-0,24	0,83	**
	cabruças	-0,90	*	-0,93	**	-0,91	**	-0,11	0,77	**
	florestas	-0,15		-0,70	**	-0,78	**	0,82	**	0,93
SPC	28 stios	-0,77	**	-0,84	**	-0,77	**	-0,28	0,81	**
	cabruças	-0,38		-0,56	*	-0,35		-0,12	0,70	*
	florestas	-0,18		-0,56	**	-0,32		0,17	0,47	
EAC	28 stios	0,00		0,14		0,16		-0,40	*	-0,46
	cabruças	0,48		0,67	*	0,58	*	0,05	-0,78	**
	florestas	-0,28		0,30		0,34		-0,68	**	-0,74

As abreviações para as variáveis estão na Tabela 2.1.

* significativo com $p < 0,05$

** significativo com $p < 0,01$

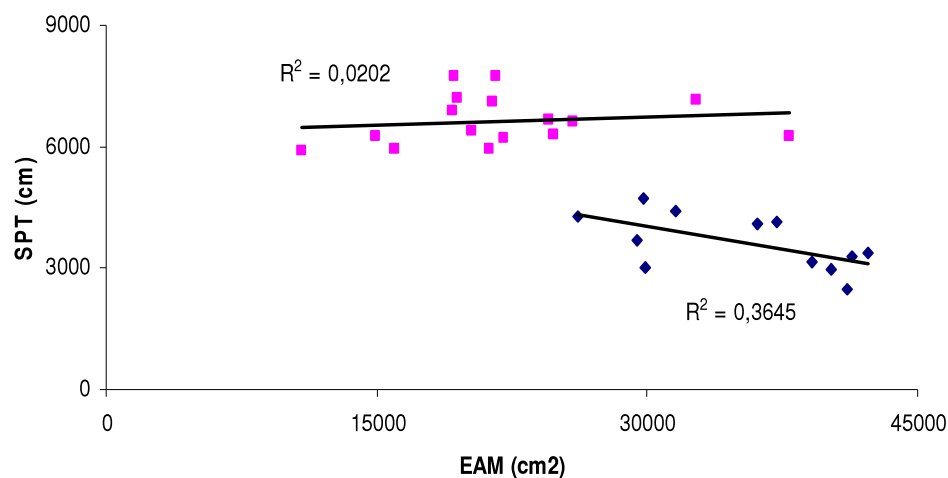


Figura 2.8. Relação entre as variáveis SPT (soma dos perímetros das aberturas) e EAM (espaço aberto médio) nos transectos de cabruças (w) e florestas (■).

Os primeiros dois eixos da Análise de Componentes Principais, feita com as 10 variáveis, para os 28 transectos, explicam cerca de 88 % da variação (71,80 e 16,23 %, para os componentes um e dois, respectivamente). O primeiro eixo é positivamente relacionado com o aumento da complexidade e negativamente com o aumento da quantidade de espaços abertos espaços abertos menor densidade. O segundo eixo é relacionado com a heterogeneidade do transecto em relação a quantidade espaço aberto, sendo definido principalmente pelas variáveis EAC (coeficiente de variação do espaço aberto médio) e NA1000 (número de aberturas maiores que 1000 cm²) (Tabela 2.6).

Tabela 2.6. Correlações das variáveis com os escores da PCA

Variável	coeficientes	
	eixo 1	eixo 2
SPT	0,344	0,247
RPA	0,362	0,101
NAM	0,352	0,028
NA1000	0,088	0,664
EAM	-0,347	0,245
NA10000	-0,354	0,127
AMM	-0,368	0,018
TAM	-0,345	0,018
SPC	-0,329	-0,055
EAC	0,103	-0,638

O diagrama com a ordenação nos dois primeiros eixos mostra uma clara separação entre as cabruças e as matas. As cabruças apresentam maior área aberta e menor complexidade quando comparadas as florestas. Enquanto as florestas apresentam maior variação em relação ao segundo componente, que é associado à heterogeneidade da densidade de vegetação do transecto e ao aumento no número de aberturas maiores que 1000 cm² (Figura 2.9).

A riqueza de espécies de morcegos apresentou forte correlação com o primeiro eixo gerado pela PCA ($r^2 = 0,844$, $p < 0,001$). O gradiente representado por esse eixo vai de sítios com menor densidade da vegetação, menor grau de obstrução e menor complexidade, para sítios com maior densidade e maior complexidade (Figura 2.10).

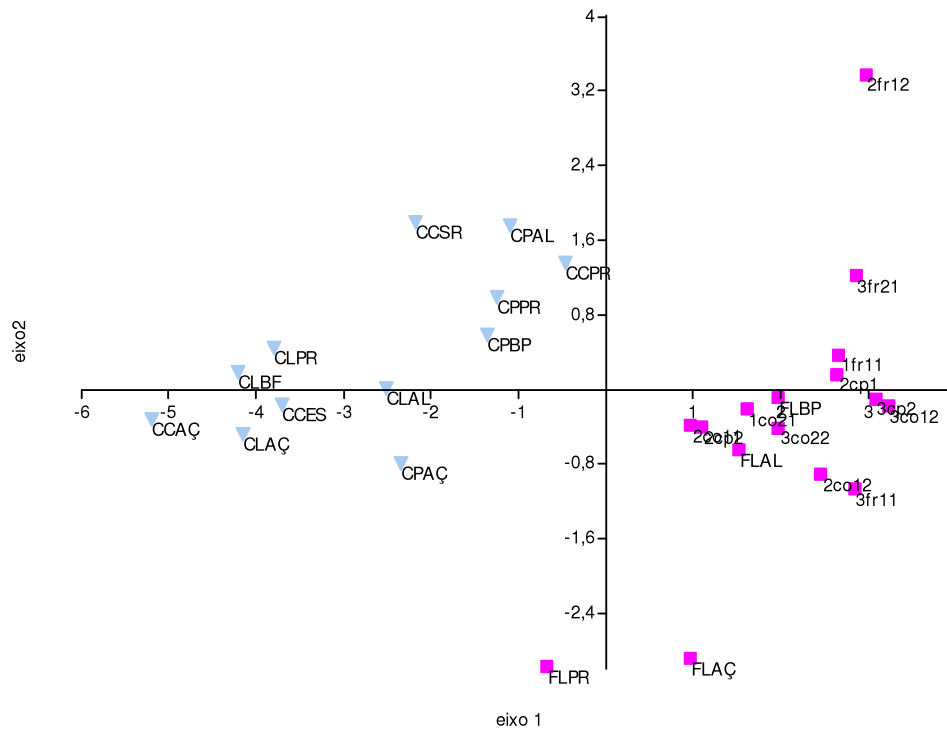


Figura 2.9. Ordenação dos transectos segundo os escores dos eixos 1 e 2 da PCA. (▼) cabruças, (■) florestas. Ver Métodos para demais abreviações.

O total de capturas, aqui sendo considerado como abundância, também apresentou forte correlação com eixo 1 da PCA ($r^2 = 0,564$, $p < 0,001$). No entanto, cabruças e florestas formam dois grupos claramente distintos. Cabruças têm um número muito maior de capturas do que florestas e possuem escores baixos na ordenação baseada nas variáveis da vegetação. Além disso, dentro de cada grupo, os transectos não apresentam correlação linear (Figura 2.11).

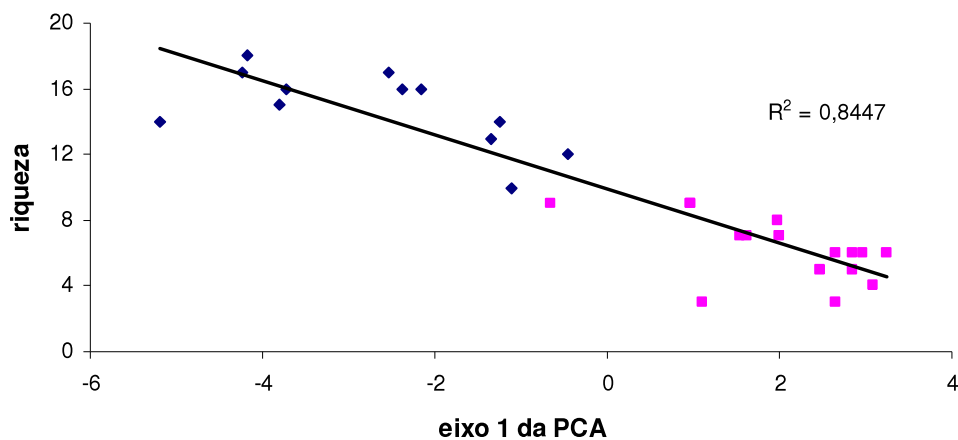


Figura 2.10. Relação (r^2) encontrada entre a riqueza de espécies de morcegos e os escores dos sítios no primeiro componente do PCA, representando um gradiente crescente de complexidade de estrutura de vegetação de cabruças (w) e florestas (■)

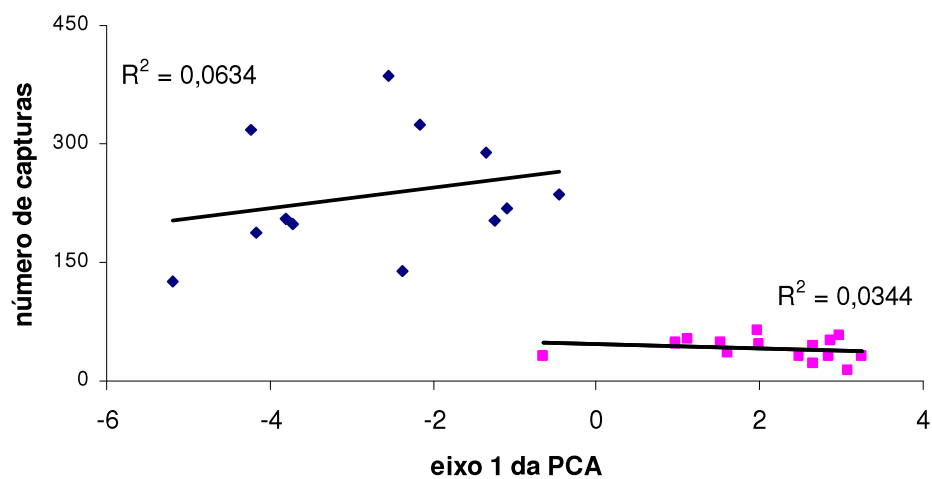


Figura 2.11. Relações (r^2) encontradas entre número de captura de morcegos (abundância) e os escores dos sítios no primeiro componente do PCA, representando um gradiente crescente de complexidade de estrutura de vegetação, nas cabruças (w) e nas florestas (■). O coeficiente R^2 para os 28 sítios é $R^2 = 0,564$ ($p < 0,001$)

A Análise de Correspondência Canônica ordenou as espécies principalmente em relação as dois grupos de variáveis fortemente correlacionados ao eixo1, mas em sentidos opostos (Tabela 2.7). Dentre as espécies mais comuns, *Rhynophylla. pumilio*, *Artibeus lituratus*, *A. obscurus* e *Carollia perspicillata* têm seu centro de distribuição mais associados aos valores assumidos pelas variáveis ambientais nos transectos florestais. As demais espécies estão mais associadas às cabruças (Figura 2.12).

Tabela 2.7. Correlação entre as variáveis da vegetação e os eixos gerados pela CCA

variável	Eixo 1	Eixo 2
SPT	-0,8277	0,1333
RPA	-0,8620	0,1941
NAM	-0,8597	0,2613
NA1000	-0,0698	-0,2616
EAM	0,7974	-0,3477
NA10000	0,8627	-0,1615
AMM	0,8397	-0,2509
TAM	0,7095	-0,3117
SPC	0,6988	-0,1732
EAC	-0,0573	0,5797

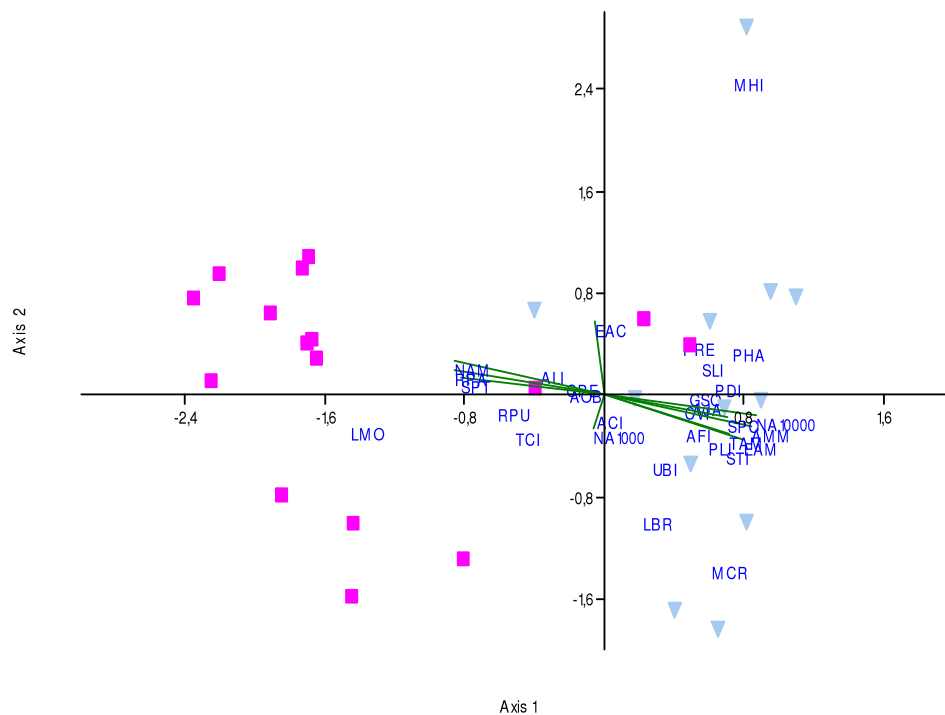


Figura 2.12. Ordenação gerada pela análise de correspondência canônica mostrando a distribuição das espécies em relação aos 28 sítios de amostragem em um mosaico de florestas em duas paisagens da região cacaueira do sul da Bahia, Brasil. (ver tabelas 2.1 e 2.2 para os códigos da variáveis e espécies, respectivamente). (▼) cabucas, (■) florestas.

Nenhuma das variáveis morfológicas apresentou correlação significativa com os escores das espécies no o eixo 1 da CCA (Tabela 2.8). A aparente tendência de maior variação nos valores assumidos pelas variáveis de tamanho na direção dos escores associados aos ambientes mais

abertos, dada pela forma triangular (Figura 2.13) não se mostrou significativa, para forma (massa, $p=0,44$; envergadura, $p=0,30$) em para inclinação (massa, $p=0,19$; envergadura, $p=0,18$)

Tabela 2.8. Coeficientes de Pearson para as relações entre os valores das variáveis morfológicas das espécies de morcegos e seus escores no primeiro eixo da análise de correspondência canônica

Variável morfológica	Coeficiente de pearson	probabilidade
Massa	0,20142	0,38
Envergadura	0,20895	0,36
TI	-0,41137	0,06
Ts	-0,36864	0,10
Itip	-0,01337	0,95
AR	-0,04408	0,85
WL	0,29754	0,19

Dentre as variáveis derivadas, associadas à forma, a carga alar WL apresentou comportamento similar às variáveis de tamanho: inclinação ($p=0,19$); forma ($p=0,40$). Os índices de forma da asa Itip e razão de aspecto não apresentaram nenhuma relação quando contrastados com o eixo 1 da CCA (Figura 2.14).

A razão entre os comprimentos do quiropatágio e o plagiopatágio TI, apresentou um coeficiente de Pearson marginalmente significativo ($p=0,08$) mas foi significativa tanto para a o teste de inclinação ($p=0,05$) quanto para a forma ($p=0,04$), tendendo a assumir valores maiores nos sítios mais complexos e obstruídos (Figura 2.15).

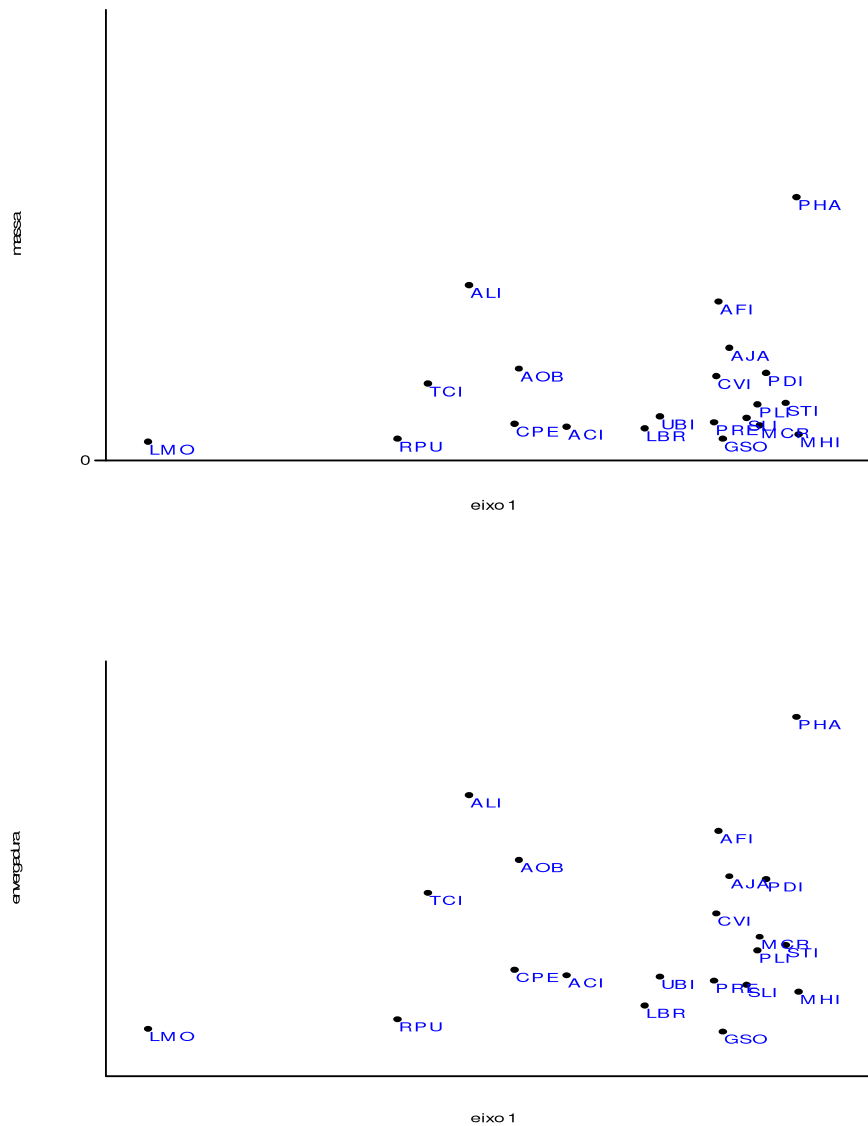


Figura 2.13. Relação entre o eixo principal gerado pela CCA e o tamanho das espécies de morcegos . (ver Tabela 2.2 para as abreviações).



Figura 2.14. Relação entre o eixo principal gerado pela CCA e os índices associados à forma dos morcegos (ver Tabela 2.2 para as abreviações).

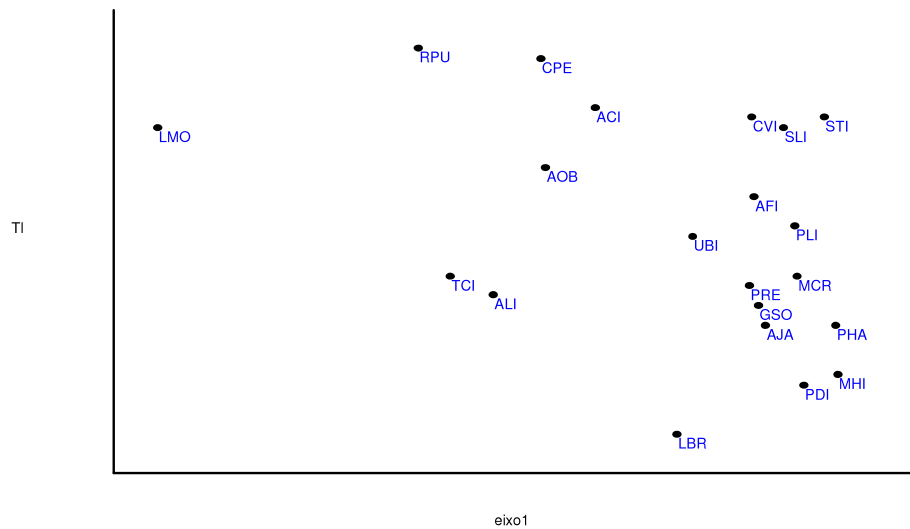


Figura 2.15. Relação da razão entre os comprimentos do quiropatágio e plagiopatágio e o eixo 1 da CCA. (ver Tabela 2.2 para as abreviações).

A razão entre os comprimentos do quiropatágio e o plagiopatágio (TI) também mostrou relação positiva com o número de sítios que a espécie foi capturada (inclinação, $p=0,03$) (Figura 2.16)

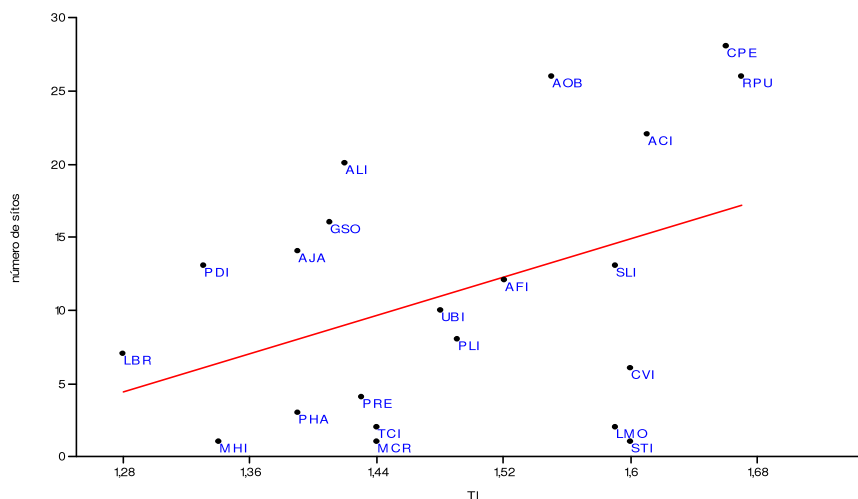


Figura 2.16. Relação da razão entre os comprimentos do quiropatágio e plagiopatágio e o número de sítios que a espécie foi registrada. (ver Tabela 2.2 para as abreviações).

DISCUSSÃO

As variáveis derivadas das fotografias mostraram um bom potencial como método descritor da vegetação. Tanto os valores originais como os escores da ordenação resultante da PCA separaram claramente as cabruças dos ambientes florestais. As plantações de cacau são ambientes muito mais simples estruturalmente e muito mais abertos e não impõem dificuldades ao trânsito de animais em vôo. As florestas apresentam grande variação de forma que alguns dos sítios apresentam valores de obstrução e/ou complexidade próximos ao encontrado em algumas das plantações de cacau. A existência de forte auto-correlação entre as variáveis associadas ao grau de abertura e à complexidade nas amostras das cabruças e a ausência dessa correlação nos ambientes florestais, mostra que o comportamento das variáveis pode ser distinto em ambientes diversificados. As plantações de cacau, na forma de cabruca, embora permitam o crescimento de algumas espécies secundárias nos períodos entre as roçagens, são dominadas pelos pés de cacau que têm uma

arquitetura típica. Nessa situação, o aumento de vegetação ocorre com a repetição do mesmo padrão de arranjo espacial, o que favorece a auto-correlação dos dois tipos de variáveis. O subosque de florestas apresenta maior diversidade na composição de espécies o que permite razoável independência entre a complexidade e o grau de obstrução. O mesmo padrão de independência entre densidade e complexidade de vegetação foi encontrado por Marsden *et al* 2002 em florestas de Borneo, usando método semelhante.

Apesar da heterogeneidade, medida pelo coeficiente de variação do espaço aberto médio das fotografias (EAC), ter sido similar nos dois tipos de ambientes, a variação nas cabruças ocorreu numa faixa de valores de abertura muito maior. Na altura dos subosque, os transectos de cabruça apresentam baixo grau de obstrução e baixa complexidade em toda sua extensão, ao passo que a heterogeneidade dos transectos de floresta ocorre devido à presença de alguns trechos com alta obstrução. Parte da variação encontrada entre os sítios de cabruças se deve à diferença da última data em que os sítios foram roçados, o que ocorre, em geral, duas vezes ao ano (<http://www.ceplac.gov.br/servicos/calendario.htm>). No entanto, essa variação não comprometeu a capacidade de distinção dos dois ambientes pelo método aplicado neste estudo.

A ordenação gerada pela PCA é influenciada pela auto-correlação presente nas cabruças e coloca os sítios menos complexos (baixos valores para SPT, RPA e NAM) e menos obstruídos (altos valores para EAM, NA1000, AMM e TAM) em um gradiente suave com os mais complexos e com maior grão de obstrução. Desse modo, os escores do primeiro eixo da PCA são uma boa representação da estrutura geral do habitat quanto à complexidade e densidade da vegetação.

A forte correlação entre a riqueza de espécies de morcegos e o gradiente das variáveis da vegetação é nítida para os 28 sítios tomados em conjunto, como também para as florestas e cabruças considerados separadamente. Isto acontece pela presença de um subconjunto pequeno de espécies versáteis que exploram toda a variação de estrutura da vegetação observada, desde as florestas mais complexas e obstruídas às cabruças mais abertas. Os únicos morcegos que ocorreram apenas no subosque de floresta foram o glossofagíneo *Lonchophylla mordax* e o filostomíneo *Chrotopterus aurita*, com apenas uma captura de cada espécie. Dessa forma, não se pode considerar nenhuma das espécies registradas como sendo especializadas em ambientes mais densos e complexos. As espécies *Carollia perspicillata*, *Rhynophylla pumilio*, *Artibeus lituratus*, *A. obscurus* e *A. cinereus* são bem representadas em toda a variação estrutural e são as presentes nos sítios mais densos e de menor riqueza. A ocorrência das demais espécies vai se restringindo progressivamente aos sítios menos complexos e mais abertos. A ausência da maior parte das espécies no outro lado do gradiente deve ser atribuída à ausência ou inacessibilidade dos recursos que utilizam. Por outro lado, a

abundância de morcegos responde de forma diferente ao gradiente de vegetação. Apesar do número de capturas ter sido muito maior nas cabruças quando comparadas com as florestas, não há um comportamento linear na relação entre as duas variáveis, e existem dois patamares para esse parâmetro. Abundâncias similares em sítios com diferentes graus de complexidade são vistos dentro dos dois conjuntos, florestas e cabruças. Assim, as espécies que ocorrem em sítios que com determinado grau de obstrução e complexidade têm sua abundância variando, provavelmente, em função de outros fatores não avaliados aqui. Esse padrão é compatível com a hipótese da existência de restrições impostas aos morcegos pela estrutura espacial do habitat, que não permite sua exploração em função das características morfológicas da espécie.

Como mostrou a Análise de Correspondência Canônica, quase todas as espécies de morcegos têm o centro da sua distribuição de ocorrência associado aos valores das variáveis assumidos pelos sítios de cabruças. As exceções se referem a *L. mordax*, *T. cirrhosus* e *R. pumilio* que aparecem mais próximas dos valores apresentados por sítios florestais. Considerando o baixo número de capturas registrados para *L. mordax* e *T. cirrhosus*, *R. pumilio* é a única espécie que parece realmente mais associada aos habitats mais densos e complexos. Devido ao seu pequeno tamanho, o grau de obstrução é proporcionalmente menor em relação a essa espécie. Além disso, aparentemente os recursos alimentares incluídos na sua dieta, como aráceas e vismias não são abundantes nas plantações de cacau (Mariano Neto, com pessoal). As espécies mais versáteis, que ocorreram em mais 22 sítios, como *C. perspicillata*, *A. lituratus*, *A. obscurus* e *A. cinereus*, tiveram seus centros de distribuição associados a valores intermediários do gradiente de distribuição das variáveis de vegetação representado pelo eixo principal gerado pela análise. De fato, os recursos alimentares comumente associados a essas espécies estão bem distribuídos em todo o gradiente. As espécies do gênero *Piper*, principal recurso alimentar de *C. perspicillata*, são abundantes tanto nos ambientes florestais como entre os pés de cacau de uma cabruca (Faria *et al.* 2006). As três espécies do gênero *Artibeus* são frugívoras generalistas que também podem encontrar seus recursos associados às árvores presentes nas cabruças, mantidas para sombreamento do cacau (Faria *et al.* 2006; Harvey *et al.* 2007).

As outras espécies presentes, incluindo os demais glossófagíneos e filostomíneos, foram exclusiva ou preferencialmente associadas aos ambientes abertos e simplificados, tipicamente encontrados nas cabruças. Os morcegos nectarívoros têm a frequência de uso do ambiente, provavelmente, muito associada à oferta de néctar por parte de um conjunto diversificado de plantas o que implica uma grande variação espacial e temporal na sua frequência de captura que acompanha a oferta (Harvey *et al.* 2007..). Os filostomíneos têm sido considerados indicadores de

ambientes florestais bem preservados (Fenton *et al.* 1992; Medellín *et al.* 2000), ambientes que geralmente apresentam um estrato do subosque bem aberto, onde esses animais encontram e capturam artrópodes e pequenos vertebrados (Kalko *et al.* 1999)

Ainda que não mensuradas nesse estudo, as três classes de recursos alimentares (frutos, flores e pequenos animais) usadas pelos morcegos filostomídeos ocorrem tanto nas florestas quanto nas cabruças da região. Como todas as espécies são originais de florestas, é esperado que os recursos estejam disponíveis em alguma medida nos sítios florestais. As cabruças, por sua vez, podem suprir recursos através do subosque em desenvolvimento entre as fileiras de pés de cacau, como frutos de espécies pioneiras e pequenos animais, incluindo vertebrados. Além disso, o estrato superior, que dá sombra aos cacauais mantém árvores nativas que oferecem frutos e flores, além de uma variedade de espécies de epífitas cuja importância para este grupo de mamíferos ainda não foi avaliada (Fontoura 2005). Entretanto, além da simples presença, a possibilidade de acesso ao recurso, sua distribuição espacial e o padrão de oferta determinam a estratégia de exploração do ambiente por cada espécie de morcego. As características morfológicas refletem e, ao mesmo tempo, restringem as estratégias de uso dos recursos e exploração do ambiente (Norberg & Rayner 1987, Norberg & Rayner 1987). A agilidade (rapidez para mudança de direção), manobrabilidade (tamanho mínimo do raio em uma curva sem perda de sustentação), velocidade e economia de energia são as principais variáveis envolvidas nas estratégias de exploração que são diretamente ligadas à morfologia das asas.

Os diagramas de dispersão das relações entre o primeiro eixo da CCA com os valores das variáveis morfológicas das 21 espécies de filostomídeos medidas mostram que a complexidade e densidade (ou grau de obstrução da vegetação) do subosque influenciam na frequência que os filostomídeos estão presentes no habitat. Apesar de não terem apresentado correlações significativas, as variáveis associadas ao tamanho, massa e envergadura, variaram mais nos ambientes menos complexos e mais abertos. Por outro lado, as espécies médias e pequenas tendem a ocorrer nos ambientes mais densos. A única exceção fica por conta de *A. lituratus*, que parece lidar bem com ambientes com valores médios de complexidade e grau de obstrução. Para um animal menor, o ambiente é proporcionalmente mais aberto e livre de obstáculos. Essa maior variação de tamanho sustenta a idéia de que cabruças são ambientes estruturalmente menos limitantes para a exploração por animais voadores. Desta forma, a maior parte das espécies pode explorar os recursos presentes nestas agro-florestas, ou usar esse ambiente com espaço livre e proteção do dossel para locomoção rápida entre áreas de forrageamento.

A mesma tendência de maior variação em áreas abertas é observada para a carga alar. A carga alar, apesar de ser uma razão, não é independente do tamanho, pois a massa é proporcional ao volume do animal e não é compensada integralmente por um aumento da área da asa. A carga alar é determinante da velocidade mínima que o morcego consegue voar sem perder sustentação (Norberg 1986, Norberg & Rayner 1987). Morcegos maiores, com carga alar grande, precisam sustentar vôos rápidos. Dentro do subosque de uma floresta uma velocidade maior exige maior agilidade e manobrabilidade. Isso porque durante uma a execução de uma curva o morcego perde parte da força de sustentação para gerar força a força centrípeta que irá gerar a mudança de curso. O animal faz isso inclinando o plano das asas em relação ao chão, perdendo parte da sustentação vertical. Em geral, quanto menor a velocidade menor pode ser o raio da curva a ser executada (Norberg & Rayner 1987). Mudanças de direção muito fortes exigem mais energia para bater as asas e recuperar a força de sustentação.

A razão de aspecto variou muito entre as espécies capturadas, mas não apresentou nenhuma relação com a complexidade e grau de obstrução. A razão de aspecto é muito importante para a economia de energia para morcegos que voam grandes distâncias. As razões altas implicam asas com pouco arrasto para uma dada área. O arrasto é mais relevante em vôos mais rápidos (Norberg 1990) e, por isso, uma alta razão de aspecto é importante para a economia quando é necessário explorar o ambiente percorrendo distâncias maiores. Esse componente da morfologia pode estar associado a diferenças de uso dos ambientes pelas espécies *Artibeus lituratus*, *A. fimbriatus* e *A. jamaicensis*. As três espécies são muito próximas morfologicamente, porém *A. lituratus* tem uma razão de aspecto um pouco maior. Essa diferença pode ser relevante na exploração do habitat em outra escala, quando se considera, por exemplo, a fragmentação e as características da paisagem.

O índice de forma da asa calculado para as 21 espécies não apresentou qualquer relação com o uso dos ambientes nesse estudo. No entanto, esse índice é sensível a pequenas diferenças na forma que são tomadas as medidas das áreas das partes da asa e os valores encontrados aqui são um pouco discrepantes dos valores de Norberg & Rayner 1987. O índice de forma da asa é teórica mente muito associado a manobrabilidade (Norberg & Rayner 1987) e conclusões sobre a ausência de relação a partir destes dados devem ser tomadas com cuidado.

A relação com TI (razão entre o comprimento da mão e comprimento do braço) foi a mais notável relação encontrada entre a morfologia e as variáveis da vegetação consideradas. Claramente os valores altos de TI pertencem a espécies com centro de distribuição de ocorrência associadas a sítios mais densos e complexos em relação ao gradiente da vegetação. Essa razão atinge valores altos quando a asa é proporcionalmente mais leve em relação a sua área. Como a maior parte da

massa está no braço, mãos compridas aumentam a área com pouco aumento da massa (Norberg & Rayner 1987). A consequência disso é uma redução na força inercial devida ao batimento das asas. Com a massa da asa concentrada na parte proximal, o movimento de bater asas que gera a força de sustentação é menos custoso energeticamente. A força inercial pode ser negligenciada quando voo é rápido, mas pode ser muito importante em baixas velocidades (Norber & Rayner 1987). Além do voo lento, necessário em ambientes muito fechados, se tornar mais econômico, o batimento das asas mais frequente sustenta o voo, mesmo quando manobras mais fechadas são necessárias.

Notadamente, as espécies mais versáteis, presentes em um maior número de sítios, *C. perspicillata*, *R. pumilio*, *A. obscurusee* *A. cinereus* têm os mais altos valores de TI. A forte correlação encontrada entre TI e o número de sítios com registro da espécie sugere que a versatilidade está associada ao custo energético da exploração aérea dos ambientes mais complexos e obstruídos.

O grau de obstrução encontrado nos sítios estudados não deve ser visto como um impedimento definitivo a presença da maioria das espécies registradas nesse estudo. A estrutura espacial de alguns ambientes pode implicar em uma exploração muito mais custosa dos recursos. Por exemplo, embora os glossofagíneos sejam ágeis e capazes de negociar muito bem a passagem por obstáculos, inclusive pairando no ar enquanto forrageiam (Norberg *et al.* 1993), sua ocorrência está muito associada a disponibilidade de flores e ao padrão espacial e temporal da oferta de energia e por isso demandam um voo econômico. Nesse estudo, os glossofagíneos *Anoura caudifer*, *Glossophaga soricina* e *Choeroniscus minor* foram mais capturados nas cabruças, um ambiente que não exige alta manobrabilidade.

Filostomíneos têm tipicamente um voo lento e manobrável, no entanto, têm uma área de asa muito grande e, assim, um voo muito custoso. Os filostomíneos que capturam insetos no ar geralmente usam um puleiro e fazem pequenos vôos enquanto forrageiam. O sucesso dos filostomíneos catadores (gleaners) depende muito das características do substrato (chão ou vegetação) e podem ter a disponibilidade dos seus recursos alimentares associada à complexidade da vegetação. A presença de filostomíneos tem sido considerada indicadora de ambientes bem preservados. Provavelmente essas espécies estão mais associadas simplesmente à complexidade e ao grau de obstrução que propriamente ao nível de perturbação do ambiente.

Os morcegos frugívoros podem variar muito na sua capacidade de negociar a passagem através da vegetação em função do seu tamanho. Os pequenos frugívoros são os mais comuns e mais versáteis filostomíneos. A habilidade de explorar os recursos em ambientes complexos de

subosque denso, como aqueles encontrados em áreas em regeneração ou perturbadas, pode explicar a sua enorme abundância. A exceção fica por conta de *Sturnira lilium*, que diferentemente dos carolíneos e pequenos Stenodermatinae, essa espécie não apareceu associada a ambientes fechados. Seu padrão morfológico, com alta razão de aspecto e ausência de membrana interfemural, sugere um padrão de exploração do ambiente diferente, baseado em vôos mais longos e mais rápidos. De fato, Gallindo-González *et al.* (2000) mostram que *S. lilium* é o principal morcego dispersor de sementes em pastagens em uma paisagem do México, pela sua grande capacidade de voar nestes ambientes abertos ao contrário de outras espécies mais tímidas.

Os resultados aqui apresentados, portanto, sugerem que características morfológicas dos morcegos determinam, em parte, a variação da resposta das espécies a ambientes com variação na complexidade do subosque. Particularmente, este estudo mostra que dentro de um determinado grupo amplamente associado a ambientes florestais (Filostomídeos), as espécies diferem entre si no nível em que usam ambientes com diferentes graus de complexidade e obstrução. Este estudo sugere, ainda, que a capacidade dos morcegos explorarem, com eficiência, ambientes com alta complexidade, na altura do subosque, é relacionada com aspectos morfológicos (TI) ligados à economia do vôo, como a capacidade das espécies modularem a velocidade de vôo. Esta relação de custo-benefício deve ser importante, portanto, para determinar as diferenças observadas entre as espécies no que se refere a sua abundância local em ambientes complexos. É fato que parte da variação da resposta dos morcegos ao uso do hábitat esteja relacionada a condições de presença e disponibilidade de recursos, como alimento e abrigo. No entanto, no caso destas espécies cuja exploração e acesso ao hábitat se dá através do vôo, a acessibilidade a estes ambientes muitas vezes complexos só é possível, ou torna-se mais eficiente, devido a presença de características morfológicas que permitam o adequado uso do espaço tridimensional. Finalmente, é preciso entender melhor as relações causais entre o uso de hábitat pelos morcegos para, por exemplo, relacionarmos estas espécies a determinados tipos de ambiente, inclusive com potencial bioindicador.

Vários estudos sugerem uma relação existente entre grau de perturbação da floresta e parâmetros da comunidade de morcegos filostomídeos. Fenton *et al.* (1992) mostraram que áreas menos perturbadas possuem maior diversidade do que áreas perturbadas, e Medellín *et al.* 2000 (México) mostraram que a riqueza, diversidade e número de espécies raras de filostomídeos são parâmetros negativamente correlacionados a gradientes de aumento da perturbação da floresta. Particularmente, sugere-se que os filostomíneos tendem a ser mais sensíveis a perturbação de hábitat, sendo mais pobres ou até ausentes em áreas muito perturbadas (Brosset *et al.* 1996; Wilson

et al. 1996, Arita *et al.* 1997, Medellín *et al.* 2000, Schulze *et al.* 2000; Ochoa 2000; Clarke *et al.* 2005). Embora não existam estudos mostrando as relações causais entre esta relação observada, as principais causas apontadas como prováveis para explicar a maior sensibilidade deste grupo de morcegos a perturbação seria o fato de ambiente mais preservados conseguirem suprir a demanda variada de recursos para espécies com um alto grau de especialização na dieta e tipos de abrigos. O presente estudo sugere que, embora a presença e disponibilidade destes recursos sejam importantes variáveis explanatórias para os morcegos, o grau de acessibilidade á habitats complexos também deve ser uma variável importante que explica a presença e abundância destas espécies no ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aldridge, H. D. J. N. 1985. On the relationships between flight performance, morphology and ecology in British bats. Ph. D. Thesis, University of Bristol. Pp. 23-24, 157-160. Disponível em: <<http://www.npwr.usgs.gov/resource/2002/radiotrk>> Acesso em 30 set 2004.
- Atauri, J.A. & Lucio, J.V. 2001 The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16, 147–159.
- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64, 1495–1507.
- Barclay, R. M. R., Fenton, M. B., Tuttle, M. D. & Ryan, M. J. 1981. Echolocation calls produced by *Trachops cirrhosus* (Chiroptera: Phyllostomatidae) while hunting for frogs. *Can. J. Zool.* 59: 750±753.
- Bazzaz, F.A. 1975 Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56, 485–488.
- Belwood, J. J. 1988. Foraging behaviour, prey selection, and echolocation in phyllostomine bats (Phyllostomidae). In *Animal sonar NATO ASI Series 156*: 601±605. Nachtigall, P. E. & Moore, P. W. B. (Eds). New York: Plenum Press.

- Bullen, R. & McKenzie, N. L. 2001. Bat airframe design: flight performance, stability and control in relation to foraging ecology. *Australian Journal of Zoology* 49:235-261.
- Castro-Luna, A. A., Sosa V. J. & Castillo-Campos, G. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation*, 10:219-228.
- Faria D 2006. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21(4):1–12
- Fenton, M. B., L. Acharya., D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Merriman, M. K. Obrist, and D. M. Syme. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24(30): 440-446..
- Fenton, M. B.. 1990. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology* 68: 411-422.
- Findley, J. S., Studier, E. H. & Wilson, D. E. 1972. Morphologic properties of bat wings. *J. Mammal.* 53: 429±444.
- Galindo-Gonzales, J., S. Guevara, *et al.*. 2000. "Bat-and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest." *Conserv. Biol.* 14(6): 1693-1703.
- Hill, J. E. and J. D. Smith. 1984. *Bats: A natural history*. Austin: University of Texas Press.
- Kalko, E. K. V., D. Krull, *et al.*. 1999. "Roosting and foraging behavior of two neotropical gleaner bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae)." *Biotropica* 31(2): 344-353.
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. 1961 On bird species diversity. *Ecology*, 42, 594–598.
- Malcolm, J. R.. 1997. Insect biomass in Amazonian forest fragments. In: *Canopy Arthropods* (N. E. Stork, J. Adis & , R. K. Didham, eds). Chapman & Hall, London, 510-533.
- Medellín, R. A., M. Equihua, and M. A. Almin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14(6): 1666-1675.
- Medellín, R. A., M. Equihua. 2000. "Bat diversity and abundance as indicators of habitat disturbance in neotropical rainforests." *Conservation Biology* 14(6): 1666-1675.

- Norberg, U. M. 1979. Morphology of the wings, legs and tail of three coniferous Forest tits, the gold crest, and the tree creeper in relation to locomotor pattern and feeding station selection. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 287:131-165.
- Norberg U. M. & Ryner, J. M. V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategies and echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*. 316:335-427
- Saunders, M. B. & Barclay, R. M. R. 1992. Ecomorphology of insectivorous bats: a test of predictions using two morphologically similar species. *Ecology* 73: 1335-1345.
- Schnitzler, H.-U., and E. K. V. Kalko. 1998. How Echolocating bats search and find food. In: T. H. Kunz & P. A. Racey, editor. *Bat Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 183-196.
- Simpson, E.H. 1949 Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- Stockwell, E. 2001. Morphology and Flight manoeuvrability in New World leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Journal of Zoology, London* 254, 505:514.
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology* 58:1007-1019.
- Thies, W., Kalko, E. K. V. & Schnitzler, H.-U. 1998. The roles of echolocation and olfaction in two Neotropical fruit-eating bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea*, feeding on *Piper*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 42: 397±409.
- Tews, J, U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager and F. Jeltsch 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures *Journal of Biogeography* 31: 79–92

CAPITULO 3

Comparação da resposta de morcegos filostomídeos, pequenos mamíferos escansoriais e aves frugívoras a um gradiente de complexidade e grau de obstrução do subosque em florestas do sul da Bahia

INTRODUÇÃO

A partir do marco inicial dado por MacArthur & MacArthur (1961), quando demonstraram a importância da distribuição vertical da vegetação como variável explanatória para a diversidade de aves, a relação entre complexidade do habitat, riqueza e diversidade das comunidades naturais têm sido alvo de centenas de trabalhos (ver Tews *et al.* 2004 para uma revisão). A relação positiva entre parâmetros da estrutura e complexidade do habitat, e a diversidade de espécies passou, então, a ser uma das discussões centrais da Ecologia (MacArthur & Wilson 1967; Lack 1969). A influência da heterogeneidade do habitat sobre a diversidade se baseia na idéia que ambientes estruturalmente mais complexos aumentam as possibilidades de exploração de recursos pelas espécies, propiciando um maior número de nichos e, portanto, aumentando o número de espécies presentes em um dado hábitat (Bazzaz, 1975). Muitos trabalhos têm confirmado a relação positiva entre esses fatores para diversos grupos taxonômicos, incluindo répteis (Pianka 1967), mamíferos (Estrada *et al.* 1994), aves (Terborgh 1977), insetos (Southwood 1979), artrópodes (Halaj *et al.* 2000), anfíbios (Vallan 2002) entre outros. Uma parcela dos estudos, no entanto, de fato ou não encontraram relações significativas entre diversidade e complexidade (Tews *et al.* 2004) ou mesmo apontaram para relações inversas, e.g. para mamíferos (August 1983), aves (Ralph 1985), insetos (Feller & Mathis 1997).

É fato que os estudos investigando estas relações variam significativamente quanto aos tipos de ambientes avaliados e, principalmente, em relação a escala adotada (Tews *et al.* 2004). A escala influencia os resultados e deve sempre ser entendida em função do modo que os organismos em questão percebem o ambiente. Besouros que vivem no chão da floresta têm uma perspectiva completamente diferente de um dado hábitat do que quando comparados, por exemplo, a aves. Assim, a escala espacial é crucial para a definição do tipo de medida a ser tomada para avaliar a existência destas relações. Ainda, conforme o grupo taxonômico avaliado, a escala espacial determina o tipo de variável estrutural que deve ser escolhida (Grimm & Wissel 1997).

A própria definição de complexidade adotada também varia entre estudos, fator que dificulta a interpretação dos resultados apresentados na literatura. Para os sistemas florestais, a concepção predominante é a adotada por August 1983, que propôs que complexidade se refere à estruturação vertical da vegetação. Por esse conceito, quanto maior o número de camadas definidas em um hábitat, maior é sua complexidade. Por outro lado, para August (1983) o termo

heterogeneidade se refere à estruturação horizontal da floresta. Esse conceito tem sido adotado principalmente para escalas intermediárias em estudos referentes a vertebrados.

As diferenças no uso do termo implicam em diferenças na interpretação do modo que a complexidade afeta a vida dos organismos e, portanto, influenciam a diversidade da comunidade. As variáveis escolhidas para descrever a complexidade podem estar relacionadas com a disponibilidade e/ou acessibilidade de recursos, com o modo de deslocamento e exploração do ambiente ou com as chances de predação. Em uma floresta, a vegetação é o principal determinante da complexidade estrutural do habitat. A distribuição de galhos, folhas e troncos define o arranjo espacial onde os demais organismos buscam os recursos fundamentais, incluindo os oferecidos pelas próprias plantas, como frutos, flores e folhas.

As medidas baseadas na distribuição vertical da densidade de vegetação resumem a estrutura em um determinado ponto. Apesar de poder ser considerado um descritor da complexidade, as medidas tomadas dessa maneira não revelam a organização espacial plenamente, pois a informação sobre o arranjo se limita a uma dimensão. Uma perspectiva em mais dimensões possibilita a avaliação de novas variáveis. A mesma quantidade ou densidade de vegetação pode ocorrer com arranjos que podem alterar drasticamente as possibilidades de exploração do ambiente, por exemplo, em relação ao grau de obstrução para o deslocamento e acessibilidade de recursos (Figura 3.1).

Dentro deste contexto, o presente estudo propôs realizar uma comparação entre três grupos taxonômicos que utilizam o subosque de uma floresta tropical, quanto a sua resposta a características da complexidade do plano perpendicular ao solo. Descritores do espaço existente entre os componentes da vegetação são usados como medida de complexidade. Os três grupos taxonômicos selecionados para este estudo, morcegos, aves de subosque e pequenos mamíferos escansoriais são vertebrados de dimensões semelhantes e que exploram de maneira diferente o mesmo ambiente. A comparação dessas assembléias é, portanto, um bom modelo para o entendimento de como a complexidade da floresta afeta a diversidade de comunidades.

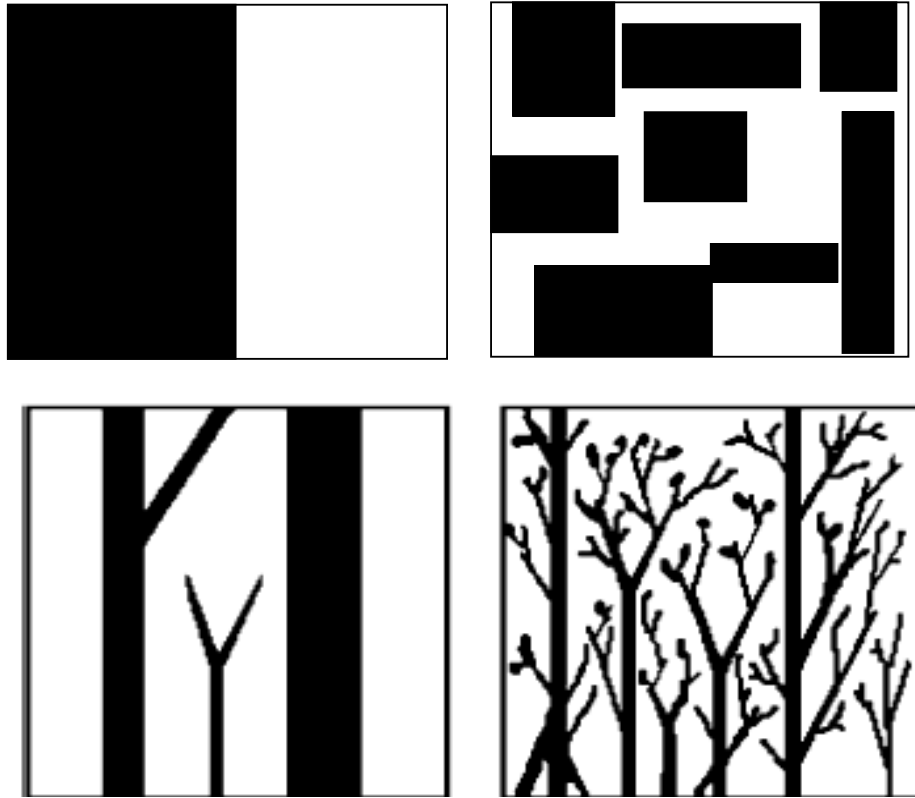


Figura 3.1. Distribuição espacial de elementos em duas dimensões. Nas duas linhas o quadrado da esquerda possui a mesma área escura que o quadrado da direita, indicando como o arranjo mais complexo pode implicar graus de obstrução diferentes. Os quadrados da linha de baixo ilustram dois possíveis arranjos para a mesma quantidade de vegetação em um subosque (adaptado de Marsden *et al.* 2002).

MÉTODOS

Área de estudo

Esse estudo se valeu dos resultados obtidos pelo Projeto RestaUna – Universidade Estadual de Santa Cruz (Faria 2002), que teve como objetivo a resposta comparativa de diversos grupos taxonômicos ao processo de fragmentação e modificação da paisagem na Floresta Atlântica do sul da Bahia. O desenho do projeto contemplou a amostragem de vários grupos biológicos em diferentes tipos de ambientes que formam o mosaico florestal da região cacaueira, como interiores e bordas de grandes (> 1.000 ha) e pequenos (< 100 ha) fragmentos de florestas nativas e florestas secundárias (Faria 2006, Pardini 2001)

A área de estudo inclui a Reserva Biológica de Una e áreas particulares do entorno (para detalhes ver metodologia no capítulo II desta tese). A paisagem está inserida no domínio da região cacaueira do sul da Bahia, na qual a vegetação original predominante pode ser classificada como “Floresta Pluvial Tropical Perenifólia Sul Baiana” (Veloso, 1946), cobrindo uma faixa de aproximadamente 70 km de largura paralela à costa.

Amostragem dos três grupos taxonômicos

Como parte do desenho experimental do projeto RestaUna, todos os grupos taxonômicos foram amostrados nos mesmos sítios, em períodos próximos. Nesse estudo foram utilizados os dados de capturas de morcegos filostomídeos, pequenos mamíferos escansoriais e aves frugívoras de subosque em 12 áreas de floresta, incluindo interiores (> 75m de uma área aberta) e bordas (< 75 m de uma área aberta) de fragmentos grandes (> 1.000 ha) e pequenos (< 100 ha), e áreas de vegetação secundária com menos de 20 anos de regeneração (capoeiras) (Tabela 3.1). Todos os grupos taxonômicos foram amostrados ao longo das mesmas transecções de 150 m de comprimento, alocada em cada um destes tipos de ambientes e suas réplicas.

A amostragem dos morcegos foi realizada com o uso de redes de neblina em uma transecção que se estendeu por 100 m, seguindo os procedimentos descritos no Capítulo 1 dessa tese. Os registros de aves frugívoras usados aqui são produto do subprojeto de aves do projeto RestaUna e são baseados em levantamento visual-acústico (Laps 2006). As capturas de pequenos mamíferos escansoriais consideradas aqui, referem-se aos registros obtidos por Pardini 2001. A

amostragem foi feita com Armadilhas dobráveis de alumínio Sherman colocadas a duas alturas, no chão e a cerca de dois metros (ver Pardini 2001 para maiores detalhes do procedimento de captura do grupo)

Tabela 3.1. Características das 12 transecções amostradas na região de Una, sul da Bahia.

código do transecto	tipo de habitat	tamanho do fragmento (ha)
1CO21	interior de floresta nativa	>1.000
2CO11	interior de floresta nativa	>1.000
1FR11	interior de floresta nativa	<100
3FR11	interior de floresta nativa	<100
3FR21	interior de floresta nativa	<100
2CO12	borda de floresta nativa	>1.000
3CO12	borda de floresta nativa	>1.000
3CO22	borda de floresta nativa	>1.000
2FR12	borda de floresta nativa	<100
3CP2	floresta secundaria	--
2CP1	floresta secundaria	--
2CP2	floresta secundaria	--

Medidas de densidade e complexidade do subosque (fotos da vegetação)

As medidas usadas para descrever a complexidade e densidade da vegetação no estrato onde os morcegos são capturados foram baseadas em fotografias da faixa de vegetação próximo às redes conforme descrito no Capítulo 2 dessa Tese. A partir das imagens foram calculados valores de dez variáveis para cada um dos transectos. As variáveis selecionadas estão relacionadas a três tipos de

informação: a) densidade da vegetação ou grau de obstrução do habitat; b) complexidade do arranjo espacial da vegetação e c) heterogeneidade dos transectos. As variáveis utilizadas produzidas através desse procedimento estão sumarizadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Variáveis descritivas da complexidade da estrutura da vegetação extraídas das fotografias

<i>Código</i>	<i>Variável</i>	<i>Principal informação associada</i>
EAM	média das somas das áreas das aberturas das fotos	Grau de obstrução
EAC	coeficiente de variação das somas das áreas das aberturas das fotos	Heterogeneidade
TAM	média da área das aberturas do transecto	Grau de obstrução
AMM	média da área da maior abertura de cada foto	Grau de obstrução
NAM	número total de aberturas do transecto dividido pelo número de fotos	Complexidade
SPT	soma dos perímetros das aberturas do transecto dividido pelo número de fotos	Complexidade
SPC	coeficiente de variação da soma dos perímetros das aberturas de cada foto	Heterogeneidade
RPA	soma do perímetro de todas as aberturas do transecto dividido pela raiz quadrada da soma da área das aberturas)	Complexidade
NA1000	número de aberturas com área maior que 1000cm ² no transecto	Complexidade/ Grau de obstrução
NA10000	número de aberturas com área maior que 10000cm ² no transecto	Grau de obstrução

Análise de dados

Os valores assumidos pelas variáveis nos 12 transectos foram contrastados diretamente com a riqueza e a abundância (número de registros), para cada um dos três grupos, através de correlação de Pearson, assim como as riquezas e abundâncias entre os três grupos.

Para reduzir o número de variáveis, foi executada uma análise de componentes principais (PCA) com os as variáveis descritoras de complexidade e densidade da estrutura da vegetação, baseada na matriz de correlações centrada e padronizada. Os escores gerados para os primeiros componentes foram usados, posteriormente, como medidas da complexidade e grau de obstrução do subosque dos transectos, em modelos de regressões lineares e polinomiais de segunda ordem com a riqueza e abundância, respectivamente. As análises foram feitas utilizando-se do pacote estatístico PAST 1.81 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Um total de 465 capturas de 17 espécies de filostomídeos, 221 indivíduos de 9 espécies de pequenos mamíferos e 321 registros de 13 espécies de aves frugívoras de subosque foram usados nas análises (Tabela 3.3).

O número de espécies dentro dos grupos taxonômicos variou independentemente nos transectos amostrados (Tabela 3.4). Entretanto existe uma forte correlação negativa entre as abundâncias de aves e morcegos (Tabela 3.5). As correlações entre as abundâncias de aves e pequenos mamíferos e entre morcegos e pequenos mamíferos não foram significativas.

Os valores assumidos pelas variáveis, calculadas a partir das fotografias, para os 12 transectos estão sumarizados na Tabela 3.6. A riqueza e a abundância de aves e pequenos mamíferos não apresentaram correlação de Pearson significativa para nenhuma das variáveis, quando tratadas separadamente. A riqueza de morcegos apresentou uma correlação negativa, apenas marginalmente significativa ($r = -0,568$, $p = 0,0539$), com a razão entre o quadrado do perímetro e a área (RPA). Enquanto que a abundância apresentou uma forte e significativa correlação negativa

($r=-0,789$, $p=0,002$) com a soma dos perímetros das aberturas (SPT). O que mostra uma clara influência negativa da complexidade e a presença dos filostomídeos no subosque das florestas.

Tabela 3.3. Registros das espécies de aves, pequenos mamíferos escansoriais e morcegos filostomídeos nos transectos amostrados.

	INTERIOR DE FLORESTA					BORDA DE FLORESTA				FLORESTA SECUNDÁRIA		
Aves frugívoras de subosque	1CO21	1FR11	2CO11	3FR11	3FR21	2CO12	3CO12	3CO22	2FR12	2CP1	2CP2	3CP2
<i>Carpornis melanocephala</i>	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0
<i>Chiroxiphia pareola</i>	2	1	0	1	2	1	2	1	1	12	2	0
<i>Lipaugus vociferans</i>	17	2	15	0	0	4	0	11	2	0	0	0
<i>Macheropterus regulus</i>	6	3	7	8	6	2	0	1	0	5	11	7
<i>Manacus manacus</i>	3	1	0	12	3	0	2	4	0	10	8	28
<i>Penelope supercilialis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pipra pipra</i>	3	12	0	10	5	6	0	6	0	13	4	3
<i>Pipra rubrocapilla</i>	1	3	0	7	1	0	2	1	1	1	3	4
<i>Pipridae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ramphocelus bresilius</i>	0	1	0	1	0	0	2	0	1	0	0	2
<i>Selenidera maculirostris</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tachyphonus cristatus</i>	2	0	0	0	2	1	1	1	0	0	1	0
<i>Trogon viridis</i>	0	0	1	1	0	1	3	1	1	0	0	0

Tabela 3.3. Continuação...

Pequenos Mamíferos	INTERIOR DE FLORESTA					BORDA DE FLORESTA				FLORESTA SECUNDÁRIA		
	1CO21	1FR11	2CO11	3FR11	3FR21	2CO12	3CO12	3CO22	2FR12	2CP1	2CP2	3CP2
<i>Cerradomys subflavus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Didelphis aurita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Hylaeamys seuanezi</i>	9	8	3	9	5	0	8	4	2	5	4	4
<i>Marmosa murina</i>	1	3	1	11	2	0	3	0	9	11	9	4
<i>Marmosops sp</i>	2	1	2	0	6	2	3	3	0	3	0	2
<i>Micoureus paraguayanus</i>	1	1	0	8	3	0	3	2	4	7	0	0
<i>Monodelphis americana</i>	0	2	2	1	0	3	0	0	0	1	0	0
<i>Oligoryzomys sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	3
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	1	1	6	5	0	9	3	1	1	3	3	0

Tabela 3.3 Continuação...

Morcegos	INTERIOR DE FLORESTA					BORDA DE FLORESTA				FLORESTA SECUNDÁRIA		
	1CO21	1FR11	2CO11	3FR11	3FR21	2CO12	3CO12	3CO22	2FR12	2CP1	2CP2	3CP2
<i>Artibeus cinereus</i>	1	5	2	3	2	3	2	0	1	0	0	0
<i>Artibeus jamaicensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Artibeus lituratus</i>	3	0	0	0	5	1	1	1	3	2	0	2
<i>Artibeus obscurus</i>	7	3	8	3	3	10	7	7	6	0	0	1
<i>Carollia brevicauda</i>	0	1	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0
<i>Carollia perspicillata</i>	16	14	14	14	18	9	11	7	41	8	38	4
<i>Chiroderma vilosum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrotopterus auritus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodus rotundus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossophaga soricina</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Lionycteris cf spurrelli</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lophostoma brasiliense</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lophostoma silviculum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Micronycteris minuta</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachops cirrhosus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uroderma bilobatum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinophylla pumilio</i>	6	21	16	10	21	8	8	29	6	13	14	7

Tabela 3.4. Coeficientes de Pearson para as correlações entre a riqueza de espécies de morcegos, aves e pequenos mamíferos escansoriais, correlações significativas ($p < 0,05$) apresentadas em negrito.

Variável	Aves	Pequenos mamíferos	Morcegos
Riqueza aves	-	$p = 0,225$	$p = 0,945$
Riqueza Pequenos Mamíferos	-0,38	-	$p = 0,654$
Riqueza Morcegos	-0,02	-0,145	-

Tabela 3.5. Coeficientes de Pearson para as correlações entre as abundâncias de morcegos, aves e pequenos mamíferos escansoriais, correlações significativas ($p < 0,05$) são apresentados em negrito.

Variável	Aves	Pequenos Mamíferos	Morcegos
Abundância aves	-	$p = 0,174$	$p = \mathbf{0,047}$
Abundância Pequenos Mamíferos	0,42	-	$p = 0,206$
Abundância Morcegos	-0,58	-0,393	-

Tabela 3.6. Valores das variáveis descritoras da estrutura e complexidade da vegetação para cada um dos 12 transectos em Una no sul da Bahia, Brasil. Int FL= interior de floresta, Bor FL= borda de floresta, Sec FL =floresta secundária. (ver Tabela 3.2 para legenda e descrição das variáveis).

Transecto	ambiente	SPT	RPA	NAM	NA1000	EAM	NA10000	AMM	TAM	SPC	EAC
		(cm)				(cm ²)		(cm ²)	(cm ²)		
1CO21	Int FL	6223	196,7	87,0	3,09	22026	0,36	8251	253	0,26	0,36
1FR11	Int FL	5956	249,4	85,4	3,07	15971	0,00	4238	187	0,25	0,40
2CO11	Int FL	6299	174,2	68,9	3,79	24851	0,26	9698	360	0,38	0,40
2CO12	Bor FL	7109	256,8	85,0	3,82	21459	0,18	5691	252	0,26	0,36
3CO12	Bor FL	7746	267,6	131,3	2,96	19266	0,17	5359	147	0,26	0,38
3CO22	Bor FL	6368	236,4	84,7	3,25	20312	0,29	7522	240	0,27	0,35
3FR11	Int FL	7181	267,7	103,7	3,63	19432	0,19	4998	187	0,24	0,32
3FR21	Int FL	6274	211,9	117,8	1,94	14906	0,06	4089	127	0,22	0,40
2FR12	Bor FL	5902	240,1	116,7	0,72	10874	0,11	2502	93	0,28	0,54
2CP2	Sec FL	6646	212,3	104,7	2,80	24507	0,43	10322	234	0,45	0,32
2CP1	Sec FL	6867	257,2	112,1	2,89	19243	0,26	6231	172	0,27	0,40
3CP2	Sec FL	7761	278,0	120,3	3,21	21589	0,25	6696	180	0,24	0,43

Os primeiros dois eixos da Análise de Componentes Principais, feita com as 10 variáveis, para os 12 transectos, explicam 76 % da variação (53 e 23 %, para os componentes um e dois, respectivamente). O primeiro eixo é negativamente relacionado com o aumento da quantidade de espaços abertos (EAM, AMM e NA10000). O segundo eixo é correlacionado negativamente à complexidade (SPT e RPA) e positivamente relacionado à heterogeneidade como mostra a alta correlação com EAC (coeficiente de variação do espaço aberto médio) (Tabela 3.7).

O biplot da PCA para as 12 florestas de Una (Figura 3.2) apresenta a direção das setas das variáveis SPT (soma de perímetros), RPA, (razão entre perímetro e área) e NAM (número de aberturas médio) apontando bem para baixo. Os transectos com menores escores para o eixo 2 estão em posição intermediária em relação à ordenação do eixo um.

Tabela 3.7 correlação das variáveis com os escores do PCA

variável	coeficientes	
	Axis 1	Axis 2
AMM	-0,9494	0,01688
SPT	-0,04251	-0,9438
SPC	-0,645	0,3415
RPA	0,5217	-0,7576
EAM	-0,9409	-0,2971
EAC	0,6788	0,4193
NAM	0,6483	-0,4255
TAM	-0,9225	0,1416
NA1000	-0,7166	-0,4956
NA10000	-0,7558	-0,1039

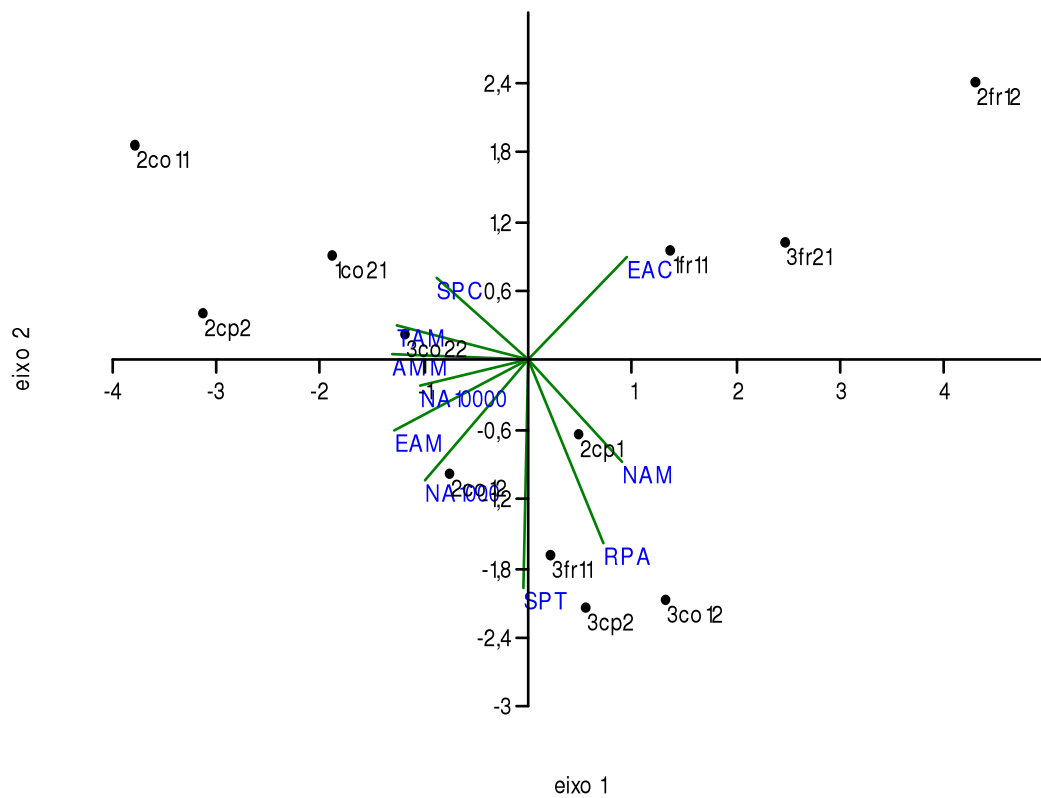


Figura 3.2. Biplot da Análise de Componentes Principais com as variáveis descritivas da complexidade da estrutura da vegetação extraídas das fotografias, medidas em cada transecção de amostragem.

O modelo baseado na regressão polinomial de segunda ordem (quadrático) foi o que melhor se ajustou às relações entre abundância e riqueza e o primeiro eixo da ordenação, associado principalmente a grandes espaços abertos. A correlação com abundância de morcegos obteve um coeficiente de determinação $r^2 = 0,546$, $p = 0,0032$). As aves apresentaram também um ajuste significativo $r^2 = 0,486$, $p = 0,006$, mas com uma tendência oposta. Os pequenos mamíferos escansoriais, não apresentaram ajuste significativo, mas atingiram sua maior abundância nos mesmos sítios que as aves. Não houve nenhuma relação significativa da riqueza dos grupos estudados com o primeiro eixo da PCA. (Figura 3.3)

Novamente, a abundância de aves e morcegos, se relacionou com segundo eixo da PCA, que está associado a complexidade e a variação do espaço aberto. O segundo eixo, assim como o primeiro, não apresentou qualquer relação com a riqueza (Figura 3.4)

Os transectos que têm baixa abundância de morcegos são exatamente os localizados na parte inferior, mas em posição intermediária em relação ao eixo 1. São esses sítios, também, os que possuem mais registros de aves. Os transectos com alta taxa de captura de morcegos são, de um lado, os que têm mais espaços abertos (valores altos para AMM, EAM e TAM) e, no outro lado da ordenação, referem-se àqueles que apresentam maior coeficiente de variação para Espaço aberto (EAC). A alta heterogeneidade desses transectos, quanto a espaços abertos, possivelmente está associada a presença de trechos com áreas bem abertas, onde foram colocadas algumas redes, e as capturas de morcegos se concentram. Justamente os três transectos a direita, com alta abundância, são fragmentos de floresta, mais sujeitos a formação de clareiras por mortalidade de árvores.

A resposta da assembléia de morcegos filostomídeos à complexidade e grau de obstrução foi muito mais clara quando comparada com os outros dois grupos. As comunidades tendem a ser mais ricas em ambientes menos complexos e com menor grau de obstrução. Enquanto que as aves mostram uma tendência a respostas exatamente opostas, apresentando comunidades mais abundantes e ricas nos ambientes com arranjo espacial mais complexo. Os resultados encontrados aqui não permitem conclusões sobre o comportamento dos pequenos mamíferos escansoriais, no entanto, o comportamento desse grupo parece ser mais similar ao das aves frugívoras de subosque, pelo menos, quanto à abundância. A ausência de qualquer padrão de resposta quanto a riqueza, não surpreende devido ao baixo número total de espécies registradas para o grupo nos transectos amostrados.

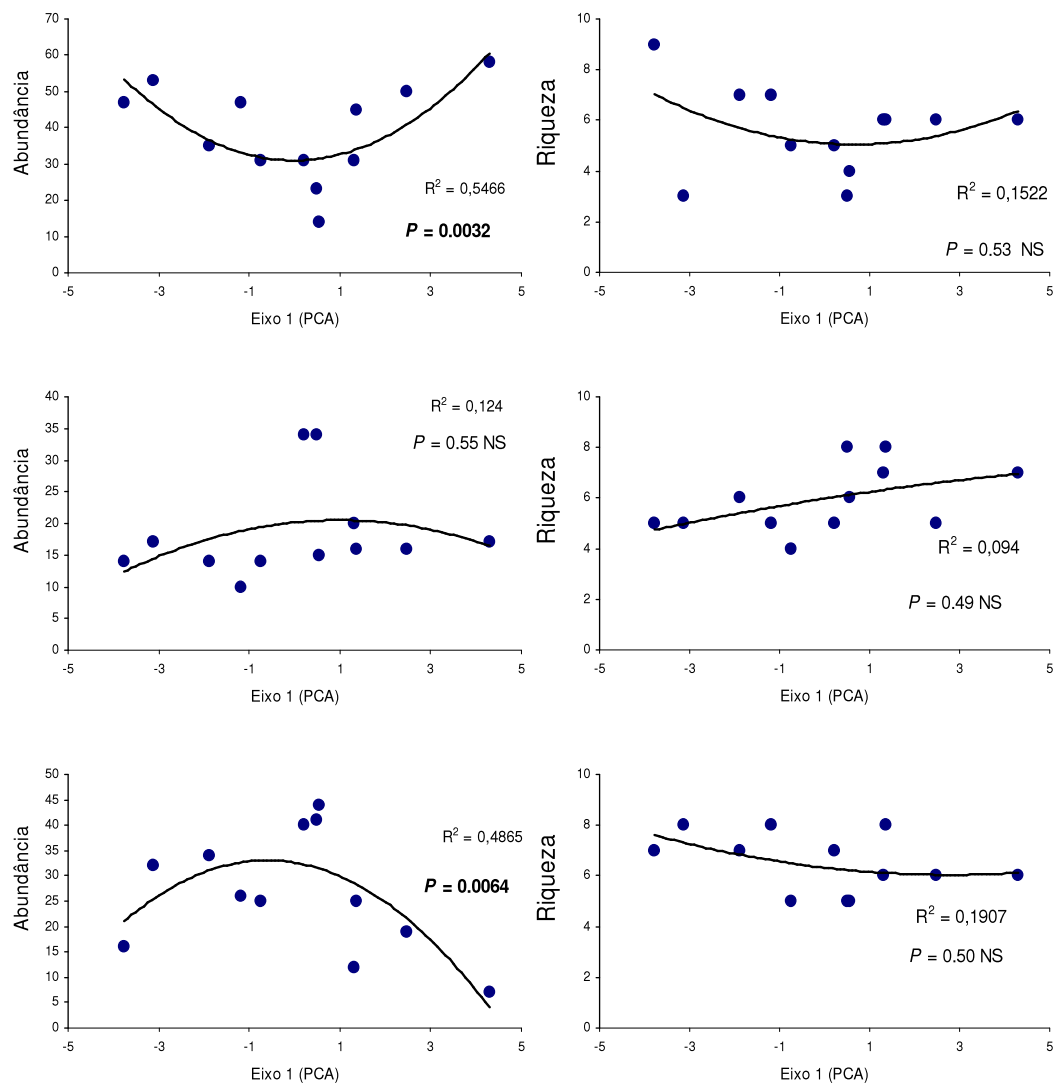


Figura 3.3. Relações encontradas entre o primeiro eixo da PCA e a abundância (a-c) e riqueza (d-f) de morcegos (a,d), aves (b,e) e pequenos mamíferos escansoriais (c, f) nas transecções amostradas. Valores de R^2 e nível de significância são dados em cada uma das figuras.

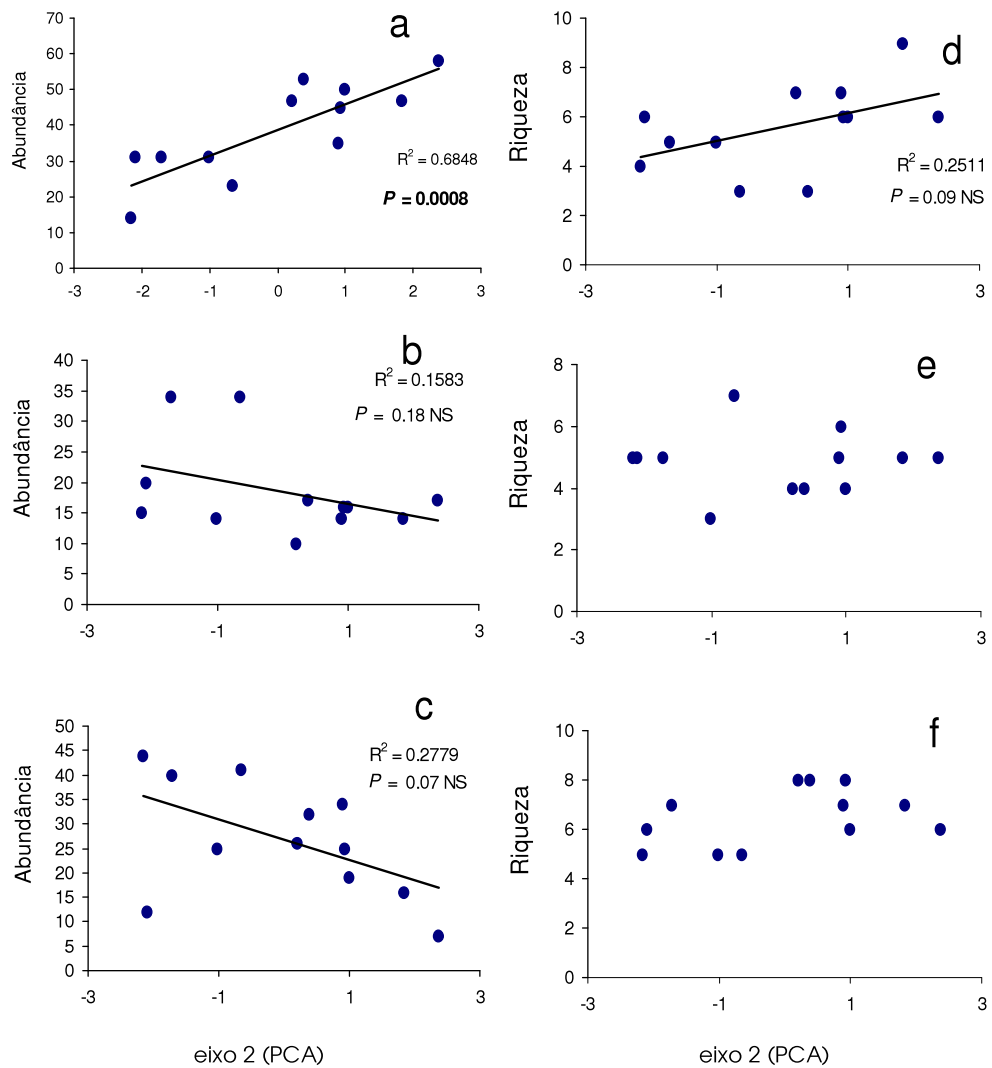


Figura 3.4 . Relações encontradas entre o segundo eixo da PCA e a abundância (a-c) e riqueza (d-f) de morcegos (a,d), aves (b,e) e pequenos mamíferos escansoriais (c, f) nas transecções amostradas. Valores de R^2 e nível de significância são dados em cada uma das figuras.

DISCUSSÃO

A ordenação para os 12 transectos de floresta gerou eixos de composição distinta da obtida para a ordenação que incluiu os sítios de cabruças (capítulo 2 dessa Tese). O primeiro eixo ilustra como as variáveis associadas à densidade e ao grau de obstrução são razoavelmente independentes das variáveis associadas à complexidade. Assim, os arranjos espaciais podem gerar estruturas do habitat complexas com alta ou baixa densidade da vegetação, como encontrado, por exemplo, por Marsden *et al.* (2002) nas florestas da Malásia. Nessa situação, grupos biológicos que são influenciados por ambas as características podem ter seus padrões de resposta obscurecidos. Nesse caso, o uso da técnica de redução de variáveis através de análises de ordenação é muito útil. No presente estudo, a relação entre morcegos e aves frugívoras de subosque com a estrutura do habitat pôde ser demonstrada de forma mais efetiva pelo contraste com o conjunto das variáveis obtidas das fotografias representado pelo primeiro componente da PCA.

A variação da abundância reflete de uma forma mais direta, do que a riqueza, o sucesso de um grupo biológico em explorar e obter seus recursos em ambientes distintos. O sucesso dos morcegos está diretamente associado ao vôo e às possibilidades de exploração associadas a ele Norberg 1986, Rayner 1986. O vôo permite o uso do ambiente em uma escala diferente da percebida por organismos terrestres, afetando drasticamente o montante e a distribuição espacial dos recursos disponíveis ao organismo (Norberg 1990). Para os morcegos, o uso do espaço para deslocamento entre áreas de ocorrência de recursos é muito relevante e algumas espécies utilizam certos ambientes exclusivamente para alcançar áreas de interesse (e.g. Henry *et al.* 2007). Então, a estrutura espacial do ambiente pode afetar a frequência de ocorrência dos morcegos tanto para a facilidade de deslocamento quanto para a acessabilidade dos recursos (Norberg 1996)

Como discutido no capítulo anterior, morcegos com diferentes características morfológicas são afetados de diferentes maneiras (Norberg 1996, Stockwell 2001, Kalko & Handley 2001) pelo grau de obstrução da vegetação. Os resultados encontrados aqui suportam a idéia que a facilidade de deslocamento, além da disponibilidade de recursos, é um dos fatores importantes para definir o grau de utilização de uma determinada área por morcegos filostomídeos.

Para pequenos mamíferos terrestres, a busca e o acesso aos recursos se dão na mesma escala espacial de exploração do ambiente. Ao contrário dos morcegos, esses animais costumam ter áreas de vida pequenas, onde encontram abrigo e comida. A exploração do ambiente se dá com o auxílio

da vegetação. A arquitetura das plantas e o arranjo espacial da vegetação também definem as possibilidades de sucesso na obtenção dos recursos. Para um pequeno animal arborícola, grandes espaços abertos podem se configurar em obstáculos e limitar o uso do ambiente. De fato, a capacidade locomotora das espécies de marsupiais depende principalmente do tamanho do corpo, comprimento e frequência da passada e do diâmetro dos suportes (Delciellos 2005). O diâmetro dos suportes é particularmente importante para as espécies escansoriais que utilizam o solo com maior frequência. (Delciellos 2005)

A ausência de uma correlação clara entre a estrutura do subosque e a presença de pequenos mamíferos escansoriais pode estar relacionada a outros aspectos da dinâmica do grupo. Ao contrário do deslocamento individual entre áreas, as respostas dos animais não voadores podem ser populacionais, mais lentas, às variações naturais do habitat. Além disso, a estrutura da paisagem tende a ser mais importante para organismos com menos mobilidade, que estão mais sujeitos aos efeitos de fragmentação e isolamento.

Apesar de compartilharem a habilidade de voar, aves e morcegos exploram e capturam seus recursos de forma diferente. Para morcegos, uma grande quantidade de galhos presentes no subosque pode significar uma barreira, para as aves, eles podem significar poleiros protegidos. A estrutura anatômica dos morcegos impede o uso de galhos como entrepostos ou degraus de acesso a recursos situados no interior da vegetação, ao passo que as aves se valem deles para acessar os frutos. O deslocamento das aves através da vegetação se dá, principalmente através de vôos curtos entre poleiros. Denslow *et al.* 1982 mostra que pequenas diferenças na distância dos poleiros aos frutos, podem modificar as chances de retirado do fruto. Assim, um subosque um pouco mais complexo pode favorecer o modo de exploração de pequenos pássaros frugívoros.

O método de localização dos recursos também tem sua eficiência relacionada com a estrutura espacial do subosque. A ecolocalização empregada pelos filostomídeos só funciona para curtas distâncias e tem custo energético alto (Fenton 1990, Kalko and Schnitzer 1993). Um ambiente muito obstruído é mais caro energeticamente também devido ao método de detecção de obstáculos. Enquanto que as aves se valem da visão que é um processo passivo de coleta de informações.

Outro ponto importante a ser considerado para definição do uso do habitat é chance de predação. Aves de subosque evitam usar áreas abertas, talvez o risco de predação seja mais um motivo para isso. Um ambiente mais complexo pode ser mais protegido ou criar mais alternativas de evasão. Como animais noturnos, morcegos têm um conjunto menor de potenciais predadores

aéreos (Speakman 1995). Os poleiros de alimentação utilizados por morcegos privilegiam pontos mais altos e com espaço livre a volta suficiente para a realização de decolagens econômicas.

Um importante componente nas estratégias de uso do habitat por aves refere-se aos comportamentos reprodutivos e territoriais. Aves empoleiram também para cortejar e vocalizar. Subosques muito abertos podem ser menos propícios ao desenvolvimento dos comportamentos reprodutivos. Pelo menos, seis espécies registradas nesse estudo apresentam o comportamento de lek (*Chiroxiphia pareola*, *Lipaugus vociferans*, *Macheropterus regulus*, *Manacus manacus*, *Pipra pipra*, *Pipra rubrocapilla*) (Rudi Laps, comunicação pess.). Esse comportamento demanda habitats estruturados espacialmente e essas espécies devem usar com mais frequência ambientes mais complexos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64, 1495–1507.
- Bazzaz, F.A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56, 485–488.
- Delcielos, A C. 2005. Desempenho arborícola e nicho locomotor potencial de sete espécies de marsupiais (Didelphimorphia) da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas (Ecologia), Universidade Federal do Rio de Janeiro
- Denslow, J. S., and T. C. Moermond. 1982. The effect of accessibility on rates of fruit removal from neotropical shrubs: an experimental study. *Oecologia* 54:170-176.
- Denslow, J. S., T. C. Moermond, and D. J. Levey. 1986. Spatial components of fruit display in understory trees and shrubs. Pages 37-44 in A. Estrada, T. H. Fleming, and H. A. Mooney, editors. *Frugivores and seed dispersal*. Dr W Junk Publishers, Dordrecht.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R. & Meritt, D. 1994. Non-flying mammals and landscape changes in the tropical rain-forest region of Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*, 17, 229–241.

- Faria, D., 2002. Comunidades de morcegos em uma paisagem fragmentada da mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil. Ph.D. thesis, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. SP.
- Feller, I.C. & Mathis, W.N. 1997. Primary herbivory by woodboring insects along an architectural gradient of *Rhizophora mangle*. *Biotropica*, 29, 440–451.
- Grimm, V. & Wissel, C. 1997. Babel, or the ecological stability discussions: An inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*, 109: 323–334.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD 2001 PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4:1–9
- Lack, D. 1969. The numbers of bird species on islands. *Bird Study*, 16: 193–209.
- Laps, R. R. 2006. Efeito da fragmentação e alteração do hábitat na avifauna da região da reserva biológica de Una, Bahia. Ph.D. thesis, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. SP
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594–598.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967 *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Marsden, S.J, A.H.Fielding, C.Mead and M.Z Hussin. 2002. A technique for measuring the density and complexity of understorey vegetation in tropical forests. *Forest Ecology Management* 165:117-123.
- Moermond, T. C., and J. S. Denslow. 1983. Fruit choice in Neotropical birds: fruit type and accessibility on selectivity. *Journal of Animal Ecology* 52:407-420.
- Moermond, T. C., and J. S. Denslow. 1985. Neotropical avian frugivores: patterns of behavior, morphology, and nutrition, with consequences for fruit selection. *Ornithological Monographs* 36:865-897. (<http://elibrary.unm.edu/sora/index.php>)
- Moermond, T. C., J. S. Denslow, D. J. Levey, and E. Santana, C. 1986. The influence of morphology on fruit choice in neotropical birds. Pages 137-146 in A. Estrada, T. H. Fleming, and H. A. Mooney, editors. *Frugivores and seed dispersal*. Dr W Junk Publishers, Dordrecht.
- Pianka, E.R. 1967. On lizard species diversity: North American flatland deserts. *Ecology*, 48, 333–351.

- Ralph, C.J. 1985 Habitat association patterns of forest and steppe birds of Northern Patagonia, Argentina. *The Condor*, 87, 471–483.
- Speakman, J.R 1995. Chiropteran nocturnality. *Symp. zool. Soc. Lond.* No. 67: 00-00
- Southwood, T.R.E., Brown, V.K. & Reader, P.M. 1979. The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society*, 12, 327–348.
- Stockwell, E.F. 2001 Morphology and flight manoeuvrability in New World leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae) *Journal of Zoology*, Lond. 254, 505–514
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology*, 58, 1007–1019.
- Vallan, D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 725–742.
- Tews, J, U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager and F. Jeltsch 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures *Journal of Biogeography* 31: 79–92

CONCLUSÕES GERAIS

Assim como encontrado para a região de Una, a paisagem de Ilhéus apresenta uma grande riqueza de espécies. Os elementos agro-florestais presentes na paisagem, representados pelas plantações de cacau são muito importantes para riqueza de morcegos da região sul da Bahia, especialmente na região de ilhéus onde a quantidade de remanescentes florestais é menor.

As distâncias das plantações aos remanescentes de florestas nativas não influenciaram significativamente a estruturação das assembléias locais na escala abordada nesse estudo. Em geral, a variação na estrutura e composição das comunidades de morcegos encontrada para a paisagem de Ilhéus, abordada no capítulo um, é menos importante que a variação encontrada entre as paisagens de Ilhéus e Una, que representa uma avaliação em uma escala maior. Ainda, as diferenças encontradas, para a região de Ilhéus, referem-se principalmente à variação entre os habitats de floresta nativa e plantações de cacau, independentemente do manejo, fato que pode melhor ser explicado por diferenças existentes em uma escala menor, a da estrutura dos habitats.

Apesar das diferenças na estrutura e composição das assembléias de morcegos encontradas, entre os ambientes florestais e os de plantio de Ilhéus, as cabruças são utilizadas em algum grau por quase todas as espécies de filostomídeos da região. Como a estrutura das assembléias não está claramente relacionada com a distância e a forma de manejo (tradicional ou a forma menos sombreada encontrada nos plantios de variedades clonadas), as cabruças tornam-se um elemento extremamente importante da matriz regional, por aumentar a possibilidade de conexão entre os remanescentes de floresta.

Por outro lado, as assembléias da região de ilhéus apresentaram um padrão de dominância maior que o encontrado em Una, tanto para florestas como para as cabruças, o que sugere um nível geral de perturbação da paisagem maior. As espécies que se beneficiam dos habitats agro-florestais

aparecem proporção maior também nos remanescentes da floresta nativa, provavelmente devido à distribuição e à grande proporção que esse ambiente representa no total de área florestal.

As características da estrutura do subosque quanto ao grau de obstrução, complexidade e heterogeneidade contribuíram para explicar a riqueza e a ausência de espécies de morcegos nos ambientes estudados da paisagem da região do sul da Bahia. Os descritores da vegetação propostos aqui foram eficientes na separação dos tipos de ambientes amostrados. Além disso, o método permitiu uma avaliação independente do efeito da complexidade, associada às oportunidades de nicho, e do grau de obstrução, associado ao acesso aos recursos, do subosques dos componentes florestais da paisagem. Em especial, deve-se salientar que os subosques das plantações de cacau tendem a ser mais simples, menos obstruídos e mais homogêneos do que as florestas nativas.

Existe forte correlação entre a riqueza de morcegos e as variáveis descritoras da complexidade e do grau de obstrução dos ambientes utilizadas. A resposta da comunidade de morcegos a variação na estrutura do hábitat se dá, principalmente, pela diminuição no número de espécies que utiliza os ambientes mais complexos e obstruídos.

As espécies de morcegos mais versáteis quanto ao uso do ambiente segundo à variação encontrada pelos descritores utilizados foram: *Carollia perspicillata*, *Rhynophylla pumilio*, *Artibeus lituratus*, *A. obscurus* e *A. cinereus*. Essa versatilidade está associada a algumas características morfológicas. Em geral, espécies de morcegos que apresentam características que permitem um voo lento e energeticamente econômico, tipicamente as que possuem baixa carga alar e alta razão entre o comprimento do quiropatágio e plagiopatágio, são presentes em um espectro maior da variação encontrada.

Apesar de apresentar correlação negativa com a complexidade e obstrução quando considerado o conjunto total de sítios, a abundância de morcegos teve um comportamento diferente da riqueza. Dentro dos conjuntos de sítios de cabucas e florestas não houve correlação com número de indivíduos capturados. Esse padrão pode ser explicado por uma limitação ao uso de habitats mais obstruídos e/ou complexos devida a características intrínsecas das espécies. No entanto, uma vez que a espécie apresente uma morfologia que possibilite o voo e exploração do ambiente, sua abundância poder ser mais influenciada por outros fatores, como a presença de recursos alimentares.

As diferenças nas respostas das assembléias de pequenos mamíferos escansoriais, morcegos filostomídeos e aves frugívoras de subosque a variações na complexidade e na quantidade de

vegetação (grau de obstrução), encontradas no subosque de fragmentos e florestas secundárias da região de Una, indicam diferenças na forma que esses grupos percebem e exploram o ambiente. O tamanho da área de vida, o acesso e a forma de captura dos recursos podem ser alguns dos fatores responsáveis pelo sucesso no uso de ambientes com diferentes complexidade e grau de obstrução ao voo.

Variações na abundância refletiram muito mais claramente as diferenças entre três grupos no uso de ambientes com estrutura espacial dos subosque diferentes. A correlação entre a riqueza e a complexidade, encontrada para os morcegos filostomídeos não foi significativa para aves frugívoras ou pequenos mamíferos. No entanto a abundância das aves aponta para uma resposta oposta a dos morcegos.

O contraste das respostas entre morcegos e aves, dois grupos capazes de se deslocar voando por distâncias relativamente grandes, pode estar associado à forma de acesso final aos recursos alimentares. Ao contrário dos morcegos, aves se aproveitam dos galhos e ramos para a captura de frutos.

Por outro lado, as diferenças de escala podem explicar o contraste entre morcegos e pequenos mamíferos. Além de capturarem os alimentos a partir de galhos, ou outras estruturas disponíveis da vegetação, assim como fazem as aves, os pequenos mamíferos têm áreas de vida muito menores e devem ser mais sensíveis a características da paisagem como o grau de isolamento dos fragmentos.

O método de descrição da vegetação proposto nesse estudo revela a importância da avaliação da complexidade do arranjo espacial nos estudos de seleção de habitat e estruturação de assembléias de taxocenoses de vertebrados florestais. O desenvolvimento recente da tecnologia de fotografia e tratamento de imagens deve facilitar progressivamente o uso desse método. Além disso, novas métricas podem ser testadas e eventualmente utilizadas como descritores do ambiente em estudos nessa linha.