

Dary Moreira Gonçalves Rigueira

**Perda de habitat e limiar de extinção em plantas lenhosas (Myrtaceae)
da Mata Atlântica.**

Salvador
2012



Universidade Federal da Bahia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento



**Perda de habitat e limiar de extinção em plantas lenhosas (Myrtaceae)
da Mata Atlântica.**

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

Aluno: Dary M. G. Rigueira

Orientador: Prof. Dr. Pedro L. B.
da Rocha (UFBA)

Co-Orientador: Prof. Dr. Eduardo
Mariano Neto (UFBA)

Salvador
2012



Universidade Federal da Bahia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento



BANCA EXAMINADORA

Título da dissertação: Perda de habitat e limiar de extinção em plantas lenhosas (Myrtaceae) da Mata Atlântica.

Aluno: Dary Moreira Gonçalves Rigueira

ORIENTADOR: _____

Prof. Dr. Pedro Luis Bernardo da Rocha – UFBA

TITULARES: _____

Prof. Dr. Marcelo Tabarelli - UFPE

Prof. Dra. Deborah Faria - UESC

Salvador

2012

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores Pedro Rocha e Eduardo Mariano, pela amizade, apoio intelectual e construção da pesquisa desenvolvida durante o mestrado.

À Nádia Roque, pela amizade, confiança e apoio antes e durante a realização do mestrado.

Aos professores Pedro Rocha, Charbel El-Hani, Eduardo Mariano Neto, Francisco Barros, Eduardo Mendes, Mauro Ramalho e Blandina Viana pela oportunidade de desenvolver, ao longo desses dois anos de curso, atividades de ensino, pesquisa e extensão que contribuíram grandemente na minha formação como ecólogo.

Aos professores e colegas do PPG-EcoBio, pelos desafios e aprendizados.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

À FAPESB, pelo financiamento dos projetos que possibilitaram o desenvolvimento dessa pesquisa.

Aos professores Marcelo Tabarelli e Deborah Faria, pela disponibilidade e participação da banca examinadora e pelas contribuições que certamente prestarão ao trabalho.

À Marcos Sobral, pela identificação das plantas (Myrtaceae) e amizade em nossa breve convivência.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Secretaria Estadual de Meio Ambiente da Bahia (SEMA) pelo apoio logístico e concessão das licenças de coleta.

Às empresas Rio Tinto e Odebrecht pelo empréstimo de parte dos carros utilizados no estudo.

Às prefeituras municipais das localidades onde foram realizadas as coletas, pelo apoio logístico.

À Vito Muggeo pela ajuda com as análises estatísticas.

À Diogo Caribé de Sousa pela ajuda na elaboração do mapa.

Aos meus pais, irmãs, avós, tios, primos e sobrinho, por me educar, me apoiar e pelos valores que me ensinam desde os primeiros passos do meu desenvolvimento.

À minha família Piovesan, pelo acolhimento, carinho e apoio.

Aos meus amigos (todos) que me ajudaram direta ou indiretamente, na presença ou na ausência, durante esses dois anos e meio intensos.

À Juju, pelas doses diárias de amor, carinho e alegria, pelo companheirismo implacável, que se estende à caminhada e aprendizados acadêmicos, e pela inspiração no desafio infinito de me tornar a cada dia um ser humano um pouco melhor.

SUMÁRIO

Texto de Divulgação	1
Resumo.....	2
1. Introdução.....	3
2. Metodologia.....	6
2.1. Área de estudo e seleção das paisagens amostrais.....	6
2.2. Parcelas amostrais e coleta de dados biológicos.....	11
2.3. Análise dos dados.....	12
3. Resultados.....	13
3.1. Caracterização das paisagens amostradas.....	13
3.2. Riqueza e composição das plantas lenhosas (Myrtaceae).....	19
3.3. Avaliação do limiar – regressão piecewise.....	21
4. Discussão.....	23
5. Agradecimentos.....	29
6. Referências Bibliográficas.....	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa da área de estudo no estado da Bahia, Brasil.....	9
Figura 2: Gráficos de dispersão mostrando a relação de diferentes variáveis não controladas no delineamento amostral com a quantidade de habitat ou distância espacial.....	14
Figura 3: Distribuição das espécies de Myrtaceae nas paisagens amostradas.....	20
Figura 4: Gráfico de dispersão e ajuste ao modelo de regressão picewise.	22

ÍNDICE DE TABELAS e ANEXOS

Tabela 1: Caracterização das paisagens e parcelas amostradas nesse estudo.....	16
Anexo 1: Lista de espécies de Myrtaceae e paisagem onde foi coletada (% de habitat).	35

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

O uso e a ocupação das regiões tropicais pelo homem têm se baseado na substituição de paisagens florestadas por ambientes antropizados. Para a Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados em escala global, estimativas indicam que 350km² de florestas são perdidas anualmente, acarretando em extinções locais e perda dos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos associados. Esforços visando à conservação das florestas tropicais têm sido fomentados com base no conhecimento ecológico, a exemplo dos limiares de extinção. O conceito de limiares é baseado na relação não-linear entre uma resposta ecológica e a redução de habitat, através de um ponto de quebra numa determinada quantidade de habitat. A ocorrência e a determinação do valor de limiares associados à perda de habitat, até o momento, são derivadas principalmente de modelos computacionais, com foco em populações animais. Estudos empíricos que avaliam tal relação foram conduzidos principalmente em ambientes temperados. Certos grupos de plantas apresentam características que as tornam grupos relevantes para a avaliação do modelo de limiares, a exemplo das Myrtaceae, um dos principais grupos de plantas para a Mata Atlântica, tipicamente do interior de florestas e sensível às alterações antrópicas. Porém, indivíduos adultos podem permanecer na paisagem durante um longo tempo mesmo após sua alteração devido ao retardo de tempo em suas respostas, diferente dos indivíduos jovens que foram estabelecidos recentemente na paisagem. A ocorrência do limiar pode subsidiar a gestão ambiental através de pontos de referência para manutenção ou restauração de habitats naturais, porém há divergências na literatura sobre o seu uso. Objetivamos nesse estudo avaliar se a ocorrência do limiar de extinção para a comunidade de plantas lenhosas (Myrtaceae) é possível num bioma extenso, representado por áreas com diferentes qualidades de habitat e matriz, como a Mata Atlântica; e se o padrão de perda de espécies ocorre de forma diferente entre indivíduos jovens e adultos. Foram avaliadas nove paisagens com diferentes quantidades de habitat (entre 5-55%), em diferentes trechos da Mata Atlântica da Bahia. Em cada paisagem foram implantadas oito parcelas de 10x25m e coletados os indivíduos com CAP \geq 8cm, sendo divididos em riqueza de regenerantes (CAP entre 8 e 15cm), jovens (CAP entre 15 e 30cm), adultos (CAP \geq 30cm) e total (CAP \geq 8cm). Foi identificada uma relação em limiar entre quantidade de habitat e riqueza de Myrtaceae, sendo observada uma redução de espécies jovens e adultas somente após o limiar em 40% (riqueza jovens), 27% (riqueza adultos) e 35% (riqueza total). Indivíduos regenerantes não apresentaram limiar, porém foram mais sensíveis à perda de habitat, com redução de espécies ocorrendo ao longo de todo gradiente: de 40 para 5 espécies apenas. Discutimos as diferenças observadas entre as categorias de plantas, as suas possibilidades e limitações na aplicação dos resultados em gestão ambiental.

PERDA DE HABITAT E LIMIAR DE EXTINÇÃO EM PLANTAS LENHOSAS (MYRTACEAE) DA MATA ATLÂNTICA

Dary M. G. Rigueira¹, Pedro L. B. da Rocha¹, Eduardo Mariano Neto¹

RESUMO:

Esforços visando à conservação das florestas tropicais podem ser fomentados com base no conhecimento ecológico, a exemplo dos limiares de extinção. Muitos desses estudos sobre limiares têm foco em espécies animais, contudo certos grupos de plantas apresentam características relevantes como a família Myrtaceae de florestas neotropicais. Como árvores são organismos longevos, extinções locais frente à perda de habitat ocorrem em tempos e formas diferentes devido ao retardo de tempo. Assim, a ocorrência de indivíduos regenerantes representa o contexto presente da paisagem e dos indivíduos adultos o contexto passado. Objetivamos nesse estudo avaliar se a ocorrência do limiar de extinção para a comunidade de plantas lenhosas (Myrtaceae) é possível num bioma extenso, representado por áreas com diferentes qualidades de habitat e matriz, como a Mata Atlântica; e se o padrão de perda de espécies ocorre de forma diferente entre os indivíduos com diferentes classes de diâmetros. Foram avaliadas nove paisagens com diferentes quantidades de habitat (entre 5-55%), em diferentes trechos da Mata Atlântica da Bahia, Brasil. Em cada paisagem foram implantadas oito parcelas de 10x25m e coletados os indivíduos com a circunferência à altura do peito (CAP) ≥ 8 cm, sendo classificados em regenerantes (CAP entre 8 e 15cm), jovens (CAP entre 15 e 30cm), adultos (CAP ≥ 30 cm) e total (CAP ≥ 8 cm). Foi identificada uma relação em limiar entre quantidade de habitat e riqueza de Myrtaceae, sendo observada uma redução de espécies jovens e adultas somente após o limiar em 40% (riqueza jovens), 27% (riqueza adultos) e 35% (riqueza total) de habitat. Indivíduos regenerantes não apresentaram limiar, porém foram mais sensíveis à perda de habitat, com redução de espécies ocorrendo ao longo de todo gradiente: de 40 para 5 espécies apenas. Discutimos as diferenças observadas entre as categorias de plantas associada ao retardo de tempo, as suas possibilidades e limitações na aplicação dos resultados em gestão ambiental.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia.

PALAVRAS-CHAVE:

Limiar ecológico, Conservação, Floresta tropical, Gestão ambiental, Perda de Espécies, Retardo de tempo.

1. INTRODUÇÃO:

O uso e a ocupação das regiões tropicais pelo homem têm se baseado na substituição de paisagens florestadas por ambientes antropizados (Wright & Muller-Landau 2006, Tabarelli et al. 2010). Esse processo foi acelerado numa taxa inédita ao longo das últimas décadas (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Apenas entre 1980 e 2000, cerca de 288 milhões de hectares (21% das florestas existentes) foram suprimidos (FAO 2001). A Mata Atlântica brasileira, apesar de abrigar uma quantidade desproporcional da biodiversidade mundial (Myers et al. 2000), representa um dos biomas florestados mais ameaçados do planeta: restam apenas 11.4% a 16% dos seus 150 milhões de hectares originais, e mais que 80% de sua área atual é formada por fragmentos menores que 50 hectares (Ribeiro et al. 2009). Apesar disso, a taxa de perda desse bioma ainda é alta, sendo estimada em 350km² por ano (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008).

Esta alarmante perda de habitats favorece tanto a redução da biodiversidade, através de extinções locais (Turner 1996, Fahrig 2001, Fahrig 2003), como a perda de processos ecológicos e de serviços ecossistêmicos, associados à integridade desses ambientes e suas populações. Estimativas indicam que, no mínimo, 15 serviços ecossistêmicos, como a regulação da qualidade do ar, proteção a desastres naturais, etc., já foram degradados devido ao uso insustentável dos ecossistemas (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Em contraponto aos prejuízos advindos da perda e fragmentação dos habitats naturais, esforços visando à conservação das florestas tropicais têm sido fomentados com base no conhecimento ecológico (Myers et al. 2000, Bawa et al. 2004).

Estudos ecológicos que avaliam a relação entre redução de habitat e perda de espécies podem proporcionar, através de uma melhor compreensão dessa relação, uma maior capacidade em prever extinções locais frente à perda de habitat (Primack & Rodrigues 2001), a exemplo dos limiares de extinção. O conceito de limiares é baseado

na relação não linear entre uma resposta ecológica (riqueza de espécies, por exemplo) e a redução de habitat, através de um ponto de quebra numa determinada quantidade de habitat (Toms & Lesperance 2003). O modelo de limiar pode ser considerado como uma modificação do modelo espécie-área (Arrhenius 1921) e da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967), porém com diferentes processos subjacentes atuando. A teoria de biogeografia de ilhas propõe uma relação entre redução da área (ilhas) e a quantidade de espécies baseada na disponibilidade de recursos, onde as maiores áreas (ilhas) são capazes de manter uma maior quantidade de espécies, maiores populações e menor probabilidade de extinções (MacArthur & Wilson 1967). Diferente da relação espécie-área, o modelo de limiar propõe uma relação metapopulacional modulada pela quantidade de hábitat na paisagem, através da interação entre a redução do habitat e o aumento da fragmentação da paisagem, impedindo a conectividade entre as manchas de habitat natural, reduzindo a viabilidade das populações presentes nesses ambientes e favorecendo as extinções locais (Andrén 1994, Fahrig 2002, 2003).

Diferentes níveis de organização biológica têm sido avaliados nos estudos sobre limiares (Swift & Hannon 2010), sendo mais consolidado para populações do que comunidades. A ocorrência de limiares para comunidades ainda é divergente na literatura. Alguns autores indicam que evidenciar limiares para comunidades pode ser inviável, pois a combinação dos limiares específicos pode linearizar o modelo descrito entre perda de espécies e perda de habitat (Hanski 1994). Outro motivo indicado está associado às diferentes características das espécies, onde distúrbios ambientais podem causar a redução de um grupo de espécies (especialistas), mas podem favorecer o crescimento de outro grupo de espécies (generalistas) da mesma comunidade, mantendo valores de riqueza similares ao longo do gradiente de distúrbio (King & Baker 2011).

A ocorrência e a determinação do valor de limiar de extinção associado à perda de habitat, até o momento, são derivadas principalmente de modelos computacionais (Fahrig 2001, 2002, Flather & Bevers 2002). Estudos empíricos que avaliam essa relação foram desenvolvidos, sobretudo, em ambientes sub-tropicais ou temperados (Lindenmayer et al. 2005, Radford et al. 2005, Schmidt & Roland 2006, Montoya et al. 2010). Recentemente, Pardini e colaboradores (2010) realizaram um estudo sobre limiares de fragmentação com pequenos mamíferos não-voadores da Mata Atlântica de São Paulo, sudeste do Brasil. Nesse estudo, foi observada a importância da quantidade

de habitat (10, 30 e 50%) e do tamanho do fragmento na manutenção de espécies especialistas de pequenos mamíferos não-voadores da Mata Atlântica (Pardini et al. 2010). No entanto, os estudos em nível da paisagem realizados em florestas tropicais têm avaliado principalmente aspectos da estrutura da paisagem como tamanho do fragmento e conectividade entre fragmentos (Martensen et al. 2008, Santos et al. 2008, Faria et al. 2009, Lopes et al. 2009), considerando pouco a influência da quantidade de habitat na paisagem sobre grupos biológicos.

A maioria desses estudos tem foco sobre espécies animais (Blois et al. 2002, Swift & Hannon 2010). Contudo, certos grupos de plantas apresentam características que as tornam relevantes para a avaliação do modelo de limiares. A família Myrtaceae é um deles, por representar, para algumas florestas ombrófilas e semi-decíduais no Brasil, um dos grupos mais importantes de plantas lenhosas no bioma da Mata Atlântica (Souza & Lorenzi 2005), além de ser um grupo tipicamente do interior de florestas, tolerante à sombra e sensível às alterações antrópicas (Tabarelli & Peres 2002). Myrtaceae é a quarta maior família de Angiospermas no Brasil, representada por 23 gêneros e cerca de 1030 espécies (Giulietti et al. 2005, Souza & Lorenzi 2005). Sua representatividade na Mata Atlântica, seja em abundância ou riqueza, além de suas características biológicas, colocam esse táxon como um bom indicador de padrões de diversidade para o bioma (Murray-Smith et al. 2008). Assim, esse grupo vegetal representa um modelo biológico adequado para avaliar a ocorrência de limiar de extinção frente à perda de habitat na paisagem.

É sabido que para as espécies arbóreas os indivíduos adultos podem permanecer na paisagem durante um longo tempo mesmo após sua alteração (Metzger et al. 2009). Dessa forma, as extinções locais desses grupos podem ocorrer apenas gerações após a perda de habitat e fragmentação devido ao retardo de tempo em suas respostas biológicas (Tilman et al. 1996, Kuussaari et al. 2009). Mas como suas taxas reprodutivas são drasticamente reduzidas, é esperado que os efeitos da perda de habitat influenciem os processos de polinização, dispersão e no estabelecimento de indivíduos jovens (Tilman et al. 1996). Assim, esperamos que o limiar seja observado mais rapidamente para esses grupos estabelecidos recentemente na paisagem em contraponto aos indivíduos adultos que estão presentes na paisagem há gerações, provavelmente antes dos processos mais intensos de perda de habitat.

Testar empiricamente o modelo de limiar de extinção não é trivial: requer uma variação contínua de paisagens com diferentes quantidades de habitat e com tamanhos relativamente grandes para ser capaz de incluir os processos ecológicos relevantes ao grupo, o que amplia a área total do estudo (Swift & Hannon 2010). Ao ampliar a área de estudo, diferentes variáveis de confusão que não podem ser adequadamente controladas são incorporadas, por exemplo, diferentes tipos de matriz, qualidade do habitat, estrutura da paisagem, altitude, latitude, etc. (Radford et al. 2005, Rhodes et al. 2008). Dessa forma, para ser identificada a ocorrência de limiar em função da perda de habitat, os processos que desencadeiam tal resposta deverão ser fortes o suficiente para ser identificado e, portanto, o modelo poderia ser usado com maior segurança para prever a relação entre quantidade de habitat e riqueza de espécies a partir de um parâmetro de fácil quantificação.

A Mata Atlântica é um bioma extenso, representado por áreas com diferentes qualidades de habitats e com diferentes tipos de uso e ocupação do solo, tanto em nível nacional quanto estadual. Sendo os processos biológicos associados ao modelo de limiares suficientemente fortes a ponto de identificar um limiar de extinção para uma comunidade com diferentes variáveis de confusão ocorrendo (por exemplo, diferentes qualidades do habitat e da matriz), esse poderia oferecer uma alternativa simples e barata, através da medida de cobertura vegetal nas paisagens, para a tomada de decisão em gestão. Objetivamos nesse trabalho avaliar a influência da perda de habitat sobre o padrão da redução de espécies para a comunidade de plantas lenhosas pertencentes à família Myrtaceae na Mata Atlântica da Bahia. Especificamente, avaliamos nesse estudo as seguintes hipóteses: (i) a redução de espécies lenhosas de Myrtaceae responde à perda de habitat na paisagem; (ii) essa redução de espécies descreve um padrão não-linear, através de um limiar de extinção; (iii) o padrão de perda de espécies é diferente entre plantas regenerantes, jovens e adultas.

2. METODOLOGIA:

2.1. Área de estudo e seleção das paisagens amostrais:

O estudo foi desenvolvido em nove unidades amostrais representando paisagens de 6x6km² com diferentes proporções de cobertura florestal (entre 5% e 55%) na

porção central (entre as latitudes 13° 07' e 15° 15' S) e costeira (entre as longitudes 39° 01' e 39° 56' W) do Bioma Mata Atlântica do estado da Bahia, no nordeste do Brasil (Figura 1). Essa região é caracterizada por um processo antigo de uso e ocupação, desde o século XVI, baseado principalmente no corte seletivo de espécies arbóreas de interesse comercial e na substituição da vegetação por áreas destinadas à agropecuária (Cavalcanti 2006). Porém, esse processo foi mais intensificado no século XX, principalmente em meados da década de 40, através da supressão de extensos remanescentes florestais (Mendonça et al. 1994). O histórico de alterações antrópicas da Mata Atlântica moldou a atual estrutura e qualidade dessas florestas, transformando os habitats em “ilhas” de vegetação secundária (Tabarelli et al. 2010).

A escolha de paisagens de 6x6 km representa um tamanho adequado, capaz de incluir processos ecológicos relevantes para árvores de florestas tropicais, a exemplo da dispersão de seus propágulos e polens, que são restritos a distâncias relativamente curtas (Condit et al. 1994, Gressler et al. 2006). A seleção das paisagens amostradas foi realizada a partir da distribuição de 1500 quadrados de 6x6km (36 km² ou 3600 ha) ao longo de duas faixas que contém a maioria dos remanescentes de Mata Atlântica na região central do bioma no estado Bahia, sobre o mapa de cobertura florestal do “Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica” (www.sosma.org.br e www.inpe.br). Esse mapa foi construído através de uma classificação manual de imagens de satélite realizadas no ano de 2008 (Landsat e Cbers). Através desse mapa, foi calculada a proporção de hábitat de floresta nas paisagens de 6x6km. Em seguida, elas foram classificadas, em função de sua proporção de hábitat de floresta, nas classes 5%, 15%, 20%, 25%, 30%, 35%, 40%, 45% e 55%. Para ser incluída numa classe, a paisagem deveria ter cobertura florestal entre (X+2)% e (X-2)%, onde ‘X’ representa o valor das classes.

A necessidade de amostrar 9 paisagens de 6x6 km com porcentagens específicas de cobertura de hábitat demanda que o escopo espacial do delineamento tenha proporções regionais (centenas de quilômetros). Esse tende a aumentar a variabilidade da variável resposta (riqueza) em função da ação de fatores de confusão associados às condições específicas de cada localidade. Antes de proceder com o sorteio da paisagem que seria amostrada em cada classe, estabelecemos critérios de seleção para minimizar o efeito de quatro variáveis relevantes e passíveis de controle via delineamento: dois

relacionados com a qualidade da floresta (estágio sucessional) e da matriz (grau de permeabilidade às espécies tipicamente florestais) e dois relacionados com indicadores quantitativos do hábitat florestado no entorno da paisagem (quantidade de hábitat e presença de potenciais áreas fonte).

Estágio sucessional: é sabido que há uma diferença importante de riqueza e composição entre florestas com estágios sucessionais distintos (Santos et al. 2008); ao mesmo tempo, diferentes estágios sucessionais recebem diferentes graus de proteção de acordo com a legislação presente, por exemplo os estágios iniciais de Mata Atlântica não são protegidos (Lei da Mata Atlântica nº 11.428/2006). Desse modo, optamos por excluir do universo amostral paisagens com florestas em estágio inicial de sucessão, incluindo apenas estágios médio e avançado, baseado na proposta da Resolução do CONAMA 05/1994.

Permeabilidade da matriz: como matrizes (não-habitat) estruturalmente semelhantes às florestas (a exemplo das silviculturas) são mais permeáveis aos organismos tipicamente florestais, podendo minimizar os efeitos da perda de habitat e fragmentação na paisagem para determinados organismos (Ewers & Didham 2006), estabelecemos nesse estudo que a matriz das paisagens deveria ser composta de, pelo menos, 80% de fisionomias de baixo porte (por exemplo, pastagens, campos ou plantios herbáceo/arbustivo), não-florestadas e não-urbanas.

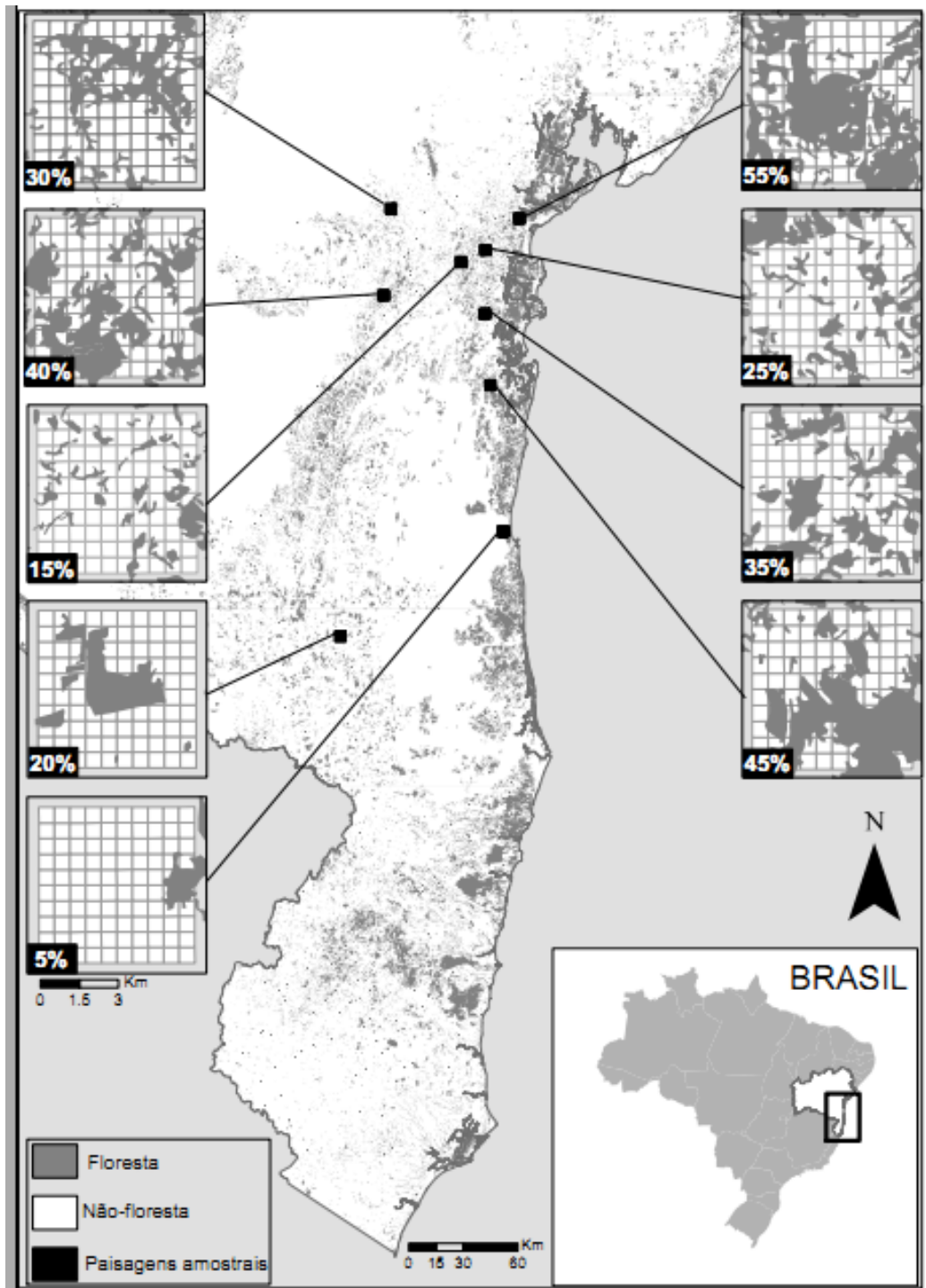


Figura 1: Mapa da área de estudo no estado da Bahia, Brasil, mostrando os remanescentes de Mata Atlântica (áreas acinzentadas) e as nove paisagens amostradas (quadrados pretos). Nos detalhes laterais, as paisagens amostrais e a indicação de suas respectivas porcentagens de habitat florestal. No detalhe na parte inferior direita, mapa do Brasil indicando os limites do estado da Bahia (em branco) e a região ampliada na parte principal da figura.

Quantidade de habitat e presença de área fonte no entorno: a fim de evitar um possível efeito da área do entorno na paisagem amostral (6x6 km), derivado de uma maior quantidade de florestas e/ou de maiores fragmentos (que sirvam como área fonte), estabelecemos, para cada paisagem de 6x6 km, um quadrado de 18x18 km centrado na paisagem para controlar essas duas variáveis. Utilizamos o quadrado de 18x18 km para computar a porcentagem de cobertura vegetal e a área ocupada pelo maior fragmento (*Largest Patch Index* – LPI – Fragstats 3.3). Excluimos as paisagens para as quais a porcentagem de cobertura de habitat e de LPI, no quadrado de 18x18 km, fosse maior do que na paisagem amostral de 6x6 km.

As paisagens que preenchem os requisitos supracitados fizeram parte do universo das paisagens sujeitas ao sorteio, obtendo-se uma paisagem por classe de cobertura vegetal: 5,10 (5% - Ilhéus); 15,65 (15% - Presidente Tancredo Neves); 20,02 (20% - Itapetinga); 24,39 (25% - Valença); 30,14 (30% - Ubaíra); 33,11 (35% - Nilo Peçanha); 40,14 (40% - Wenceslau Guimarães); 45,01 (45% - Camamu) e 54,15 (55% - Jaguaripe).

Após definição das paisagens amostrais baseadas nas características supracitadas, avaliamos outras variáveis ambientais e da paisagem que poderiam influenciar o padrão de riqueza nas diferentes paisagens, porém não poderiam ser controladas no delineamento amostral, pois inviabilizariam a seleção de um número suficiente de paisagens para realização do estudo. As variáveis foram as seguintes:

Altitude: como a altitude pode influenciar padrões de distribuição e riqueza de espécies (Lomolino 2001), e as paisagens amostrais selecionadas encontram-se em diferentes porções do estado da Bahia com diferentes altitudes, relacionamos a altitude da paisagem, através da média das altitudes das parcelas amostrais.

Precipitação: outra variável capaz de influenciar os padrões de distribuição e riqueza de espécies é a precipitação (Hawkins et al. 2003). Para avaliar uma possível influência da precipitação sobre o padrão de riqueza de espécies utilizamos a média anual da série histórica de chuvas dos municípios onde as paisagens amostrais estavam localizadas, a partir das informações disponíveis na Agência Nacional de Águas (ANA), no portal HydroWeb (<http://hidroweb.ana.gov.br>).

Correlação espacial: a proximidade geográfica entre as paisagens amostrais, associada aos fatores físicos e climáticos locais, pode ser outra variável capaz de influenciar a composição e riqueza das espécies (Lomolino 2001). Avaliamos a dependência espacial entre as paisagens amostradas através do teste de Mantel, correlacionando uma matriz de riqueza de espécies com outra matriz de distância espacial a fim de identificar se o padrão de riqueza teria uma correlação espacial.

Proporção de área de borda-interior na paisagem: a estrutura da paisagem, através da forma e tamanho dos fragmentos florestais, influencia a composição e riqueza das espécies presentes na paisagem derivadas de um maior ou menor efeito de borda (Ewers & Didham 2006). Tal efeito estaria associado à proporção de borda-interior na paisagem, onde paisagens com fragmentos mais irregulares e menores teriam maiores proporções de borda e, por consequência, maiores efeitos de borda (Ewers & Didham 2006). Avaliamos a proporção de borda na paisagem através das métricas: ‘Total Area’, ‘Total Edge’ e ‘Total Core Area’ no programa Fragstats 3.3. O tamanho de borda considerado nesse estudo foi de 50 metros (Murcia 1995).

2.2. Parcelas amostrais e coleta de dados biológicos:

As coletas do material botânico foram realizadas seguindo a autorização de coleta 12023-1 do IBAMA/ICMBio e pelas autorizações subsequentes.

A amostragem das Myrtaceae em cada paisagem foi baseada na avaliação de 8 parcelas. Para sorteá-las, sobrepusemos uma grade com 100 células de 600x600m sobre a paisagem e consideramos como células passíveis de sorteio aquelas que apresentavam parte de sua área ocupada por remanescentes florestais. Em cada célula sorteada estabelecemos uma parcela amostral, que consistiu num retângulo de 10x25m (250m²) localizado a uma distância mínima de 50m do limite da floresta, para evitar os efeitos de borda mais intensos (Murcia 1995). A existência de oito parcelas nas áreas florestadas em cada paisagem amostral permite que a estimativa de riqueza leve em conta o componente de beta-diversidade da área florestada da paisagem. Cada parcela amostrada foi caracterizada através da descrição das seguintes variáveis:

Estágio sucessional: usamos a definição proposta pela resolução CONAMA nº 05/1994, que estabelece os estágios de sucessão para a Mata Atlântica do estado da Bahia. Essa definição leva em conta diferentes aspectos da estrutura e qualidade da vegetação, como

a altura do dossel, quantidade de indivíduos emergentes, espécies frequentes, entre outras.

Altura do dossel: altura aproximada do dossel na parcela amostral, estimado com o auxílio de uma vara de 12 m.

Altura das árvores emergentes: altura média aproximada das árvores mais altas encontradas na parcela amostral, estimada com auxílio de uma vara de 12 m.

Foram coletados ramos dos indivíduos lenhosas pertencentes à família Myrtaceae com CAP ≥ 8 cm, presentes nas parcelas. O método de coleta foi realizado de modo idêntico em cada paisagem e parcela, com auxílio de tesoura de poda alta (podão), estilingue e tesoura de poda manual. O material botânico foi processado de acordo com as técnicas usuais de preparação e herborização e as amostras coletadas foram conduzidas ao laboratório FLORA (IBio/UFBA) para o processamento e triagem. As espécies de Myrtaceae foram identificadas pelo especialista Marcos Eduardo G. Sobral, da Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ), em Minas Gerais, e tombadas no acervo do Herbário Alexandre Leal Costa da Universidade Federal da Bahia (ALCB/IBio/UFBA).

O somatório das espécies presentes nas oito parcelas representou o valor de riqueza total da paisagem analisada (diversidade gama). As plantas foram divididas em quatro componentes baseados nas classes de diâmetro, possibilitando a avaliação de indivíduos estabelecidos em diferentes períodos na paisagem: componente 1 - **riqueza total** (todas as espécies com CAP ≥ 8 cm); componente 2 - **regenerantes** (espécies com CAP entre 8 e 15cm); componente 3 - **jovens** (espécies com CAP entre 15 e 30 cm); e componente 4 - **adultos** (espécies com CAP ≥ 30 cm).

2.3. Análise dos dados:

A possível influência das variáveis ambientais e da paisagem não controladas no estudo (altitude, precipitação, correlação espacial e proporção de área de borda-interior dos fragmentos na paisagem) sobre o padrão de riqueza de espécies de Myrtaceae foi avaliado através de regressões lineares simples.

Com o objetivo de visualizar a variação da composição da comunidade de Myrtaceae entre as paisagens amostradas, ordenamos a matriz de ocorrência de espécies

por paisagens através da técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS – ordenação das espécies) e da média recíproca (ordenação das paisagens) usando o software PCOrd versão 6 (McCune & Grace 2002). Para o NMDS, usamos como medida de similaridade a distância de Sorensen e solicitamos redução da matriz para uma dimensão.

A avaliação da relação entre porcentagem de cobertura de hábitat e riqueza de espécies de Myrtaceae foi baseado no modelo de regressão piecewise. Modelos de regressão piecewise baseiam-se no ajuste de uma ou mais retas aos dados e, nesse último caso, unindo-as em um ou mais pontos desconhecidos chamados de “pontos-de-quebra”, representando o limiar (Toms & Lesperance 2003). Modelos de regressão piecewise, são considerados adequados para estudos ecológicos que avaliam relações não-lineares, como a de limiares, sendo comumente utilizada nesses casos (Toms & Lesperance 2003, Ficetola e Denoël 2009, Swift & Hannon 2010). A distribuição de erros assumida para os dados foi a de Poisson, por serem dados discretos de contagem de espécies. A significância do modelo foi gerada através do teste de Davies, baseado na diferença de inclinação das retas ajustadas (Muggeo 2008).

Para as análises realizadas no ambiente R 2.15 (R Development Core Team 2012), utilizando o pacote “segmented” 0.2-8.4 (Muggeo 2012), para o piecewise, e o pacote “vegan” para as regressões simples.

3. RESULTADOS:

3.1. Caracterização das paisagens amostradas:

Em relação ao tipo de uso e ocupação do solo, algumas paisagens apresentaram um predomínio de pastagens em sua matriz não-florestada (nas paisagens de 30% e 20%), já em outras um predomínio de agricultura de pequena escala ou familiar (nas paisagens de 40% e 25%), e nas demais um mosaico de áreas agricultáveis com pastagens (55%, 45%, 35%, 15% e 5%). Todas as paisagens incluíram parcelas amostradas em florestas em estágios sucessionais mais avançados e menos avançados. As paisagens que apresentaram maior número de parcelas alocadas em florestas com

estágio avançado foram a de 45% (Camamu), 35% (Nilo Peçanha) e de 30% (Ubaíra), com seis parcelas cada uma. (Tabela 1).

A altitude das paisagens amostradas variou de 61 m (paisagem de Jaguaripe - 55%) a 792 m (paisagem de Ubaíra - 30%) do nível do mar (Tabela 1). A regressão linear entre a quantidade de habitat e a altitude das paisagens amostrais não foi significativa ($p=0,899$), indicando a ausência de relação entre a altitude e a quantidade de habitat na paisagem, e conseqüentemente a ausência de relação com o padrão de riqueza de Myrtaceae observado (Figura 2). A média anual de precipitação entre as paisagens variou de 946 mm (paisagem de Itapetinga - 20%) a 2.572 mm (paisagem de Camamu - 45%) (Anexo 1). A regressão linear entre a quantidade de habitat e a média anual de precipitação não foi significativa ($p=0,608$), indicando a ausência de relação entre a precipitação e a quantidade de habitat na paisagem (Figura 2).

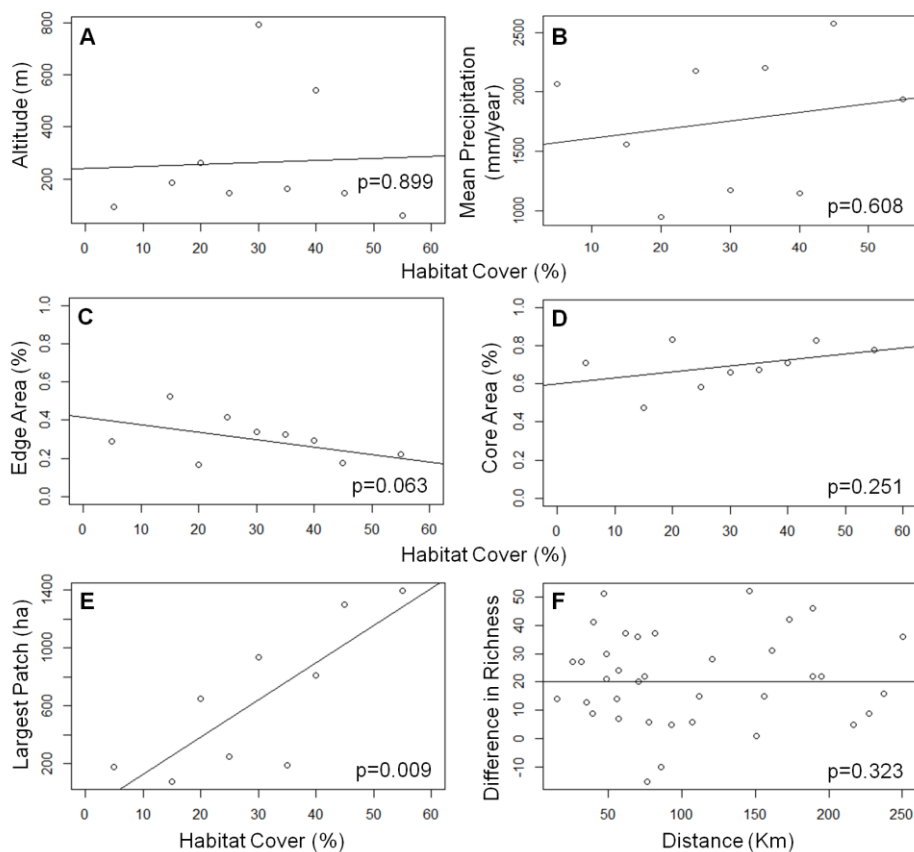


Figura 2: Gráficos de dispersão mostrando a relação de diferentes variáveis não controladas no delineamento amostral com a quantidade de habitat ou distância espacial: A- altitude (metros); B- precipitação média (mm por ano); C- proporção de área de borda florestal na paisagem (somente os 50m); D- proporção de área de interior florestal na paisagem (excluído os 50m); E- tamanho do maior fragmento na paisagem (hectares); F- correlação entre riqueza de espécies e distância espacial (km). No canto inferior direito os valores de significância das regressões lineares simples (A-E) e do teste de Mantel (F).

A estrutura dos fragmentos entre as paisagens amostradas também variou. Cinco paisagens apresentaram grandes fragmentos que ocupavam de 18% a 38% da área total. Os maiores fragmentos foram observados nas paisagens com maiores proporções de habitat, 55% e 45%, que ocupavam 38,78% (1396 ha) e 33,30% (1298 ha) da paisagem respectivamente. Porém grandes fragmentos também foram observados em paisagens com menores quantidades de habitat como nas paisagens de 30% e 20%, onde os maiores fragmentos representavam 26% (936 ha) e 18% (648 ha) da área total da paisagem respectivamente (Tabela1). Foi observada uma redução significativa no tamanho do maior fragmento à medida que se reduz a quantidade de habitat na paisagem ($p=0,009$) (Figura 2).

A paisagem com menor proporção de borda foi Itapetinga (20%) apresentando apenas 16,5% da sua cobertura florestal em área de borda (até 50m). Já a paisagem com maior proporção de borda foi P. Tancredo Neves (15%) com 52,6% da sua cobertura florestal em área de borda. Porém, não foi observada uma relação significativa entre a quantidade de habitat e a proporção de área de borda ($p=0,063$) ou a proporção de área de interior do fragmento ($p=0,251$) (Figura 2).

Não foi observada correlação espacial entre as paisagens amostrais através da realização do teste de Mantel ($p=0,323$), indicando que a variação de riqueza observada entre as paisagens não variou de acordo com a sua posição espacial (Tabela 1, Figura 2). Aparentemente, essas diferentes variáveis testadas não estão associadas à quantidade de habitat total na paisagem, com exceção do tamanho do maior fragmento.

Tabela 1: Caracterização das paisagens e parcelas amostradas nesse estudo onde: Paisagem – município localizado no estado da Bahia onde foi realizada a coleta, com a quantidade de habitat total da paisagem em porcentagem; Coordenadas – representa as coordenadas geográficas (Datum SAD69) do ponto central da paisagem; *Fitofisionomia* – tipologia vegetal da paisagem amostrada baseada na classificação de Veloso et al. 1991; *Altitude* – média da altitude das oito parcelas amostradas em cada paisagem; *Precipitação* – valor médio anual em milímetros da precipitação observada no município onde localiza-se a paisagem amostral, baseado na série histórica da Agência Nacional de Águas (ANA); *Matriz* – tipo predominante de uso e ocupação humana observada nas áreas não-florestadas da paisagem; *LPI / Área do maior fragmento* – valor que indica a proporção da paisagem ocupada pelo maior fragmento e o seu tamanho em hectares; *Proporção de borda na paisagem* – proporção de habitat na paisagem presente na área de borda (profundidade da borda de 50 metros); *Riqueza de Myrtaceae* – número de espécies coletadas por paisagem: classe 1 = riqueza total, classe 2 = espécies com CAP entre 8cm e 15cm, classe 3 = espécies com CAP entre 15cm e 30cm, classe 4 = espécies com CAP \geq 30cm; *Parcela* – número da parcela amostral de cada paisagem; *Estágio sucessional* – qualidade da vegetação onde foi alocada a parcela, baseada na resolução do CONAMA 05/94; *Altura do dossel* – altura aproximada do dossel na parcela amostral, estimado com o auxílio de uma vara de 12 metros; *Altura das árvores emergentes* – altura aproximada das árvores mais altas encontradas na parcela amostral, estimada com auxílio de uma vara de 12 metros.

Paisagem	Coordenadas	Fitofisionomia	Altitude	Precipitação	Matriz	LPI / Área do maior fragmento	Proporção de borda na paisagem	Riqueza de Myrtaceae (espécies)	Parcela	Estágio sucessional	Altura do dossel	Altura das árvores emergentes
Ilhéus (5%)	39°06'00"W 14°44'10"S	Floresta Ombrófila Densa	92m	2069mm	Misto: presença de pastagens, agricultura e polo industrial	5.02% (180ha)	28.80%	Total (5) Classe 2 (5) Classe 3 (1) Classe 4 (1)	1	Médio	10-12m	20m
									2	Avançado	11-14m	30m
									3	Médio	10-12m	20m
									4	Médio	10-12m	22m
									5	Médio	10-12m	18m
									6	Médio	11-14m	22m
									7	Avançado	11-14m	23m
									8	Médio	11-14m	17m

Paisagem	Coordenadas	Fitofisionomia	Altitude	Precipitação	Matriz	LPI / Área do maior fragmento	Proporção de borda na paisagem	Riqueza de Myrtaceae (espécies)	Parcela	Estágio sucessional	Altura do dossel	Altura das árvores emergentes
P. Tancredo Neves (15%)	39°18'57"W 13°23'24"S	Floresta Ombrófila Densa	185m	1557mm	Misto: presença de pastagens e agricultura de pequena escala	2.2% (79ha)	52.60%	Total (6) Classe 2 (2) Classe 3 (4) Classe 4 (3)	1	Médio	8-10m	17m
									2	Médio	9-11m	20m
									3	Médio	6-8m	15m
									4	Médio	8-10m	18m
									5	Avançado	10-13m	22m
									6	Médio	8-12m	20m
									7	Avançado	10-14m	22m
									8	Médio	6-8m	13m
Itapetinga (20%)	39°56'21"W 15°15'12"S	Floresta Estacional Semi-Decidual	262m	946mm	Pastagem	18.27% (648ha)	16.53%	Total (11) Classe 2 (9) Classe 3 (7) Classe 4 (2)	1	Avançado	10-12m	25m
									2	Médio	10-12m	25m
									3	Avançado	11-15m	25m
									4	Médio	10-12m	25m
									5	Médio	8-10m	20m
									6	Avançado	9-12m	22m
									7	Médio	10-13m	30m
									8	Avançado	11-14m	30m
Valença (25%)	39°11'27"W 13°19'51"S	Floresta Ombrófila Densa	146m	2178mm	Agricultura de pequena escala	6.89% (248ha)	41.68%	Total (20) Classe 2 (11) Classe 3 (9) Classe 4 (7)	1	Avançado	11-14m	25m
									2	Médio	8-10m	18m
									3	Médio	8-11m	20m
									4	Avançado	12-14m	22m
									5	Médio	9-12m	20m
									6	Médio	10-12m	19m
									7	Avançado	12-15m	25m
									8	Médio	8-10m	20m
Ubaira (30%)	39°40'13"W 13°07'18"S	Floresta Ombrófila Submontana	792m	1172mm	Pastagem	26.11% (936ha)	33.86%	Total (27) Classe 2 (15) Classe 3 (9) Classe 4 (14)	1	Médio	10-13m	20m
									2	Avançado	13-16m	40m
									3	Avançado	13-16m	40m
									4	Avançado	13-16m	40m
									5	Avançado	12-16m	40m
									6	Avançado	13-16m	40m
									7	Avançado	11-13m	40m
									8	Médio	10-12m	30m

Paisagem	Coordenadas	Fitofisionomia	Altitude	Precipitação	Matriz	LPI / Área do maior fragmento	Proporção de borda na paisagem	Riqueza de Myrtaceae (espécies)	Parcela	Estágio sucessional	Altura do dossel	Altura das árvores emergentes
Nilo Peçanha (35%)	39°11'46"W 13°38'56"S	Floresta Ombrófila Densa	163m	2199mm	Misto: presença de pastagens e agricultura de pequena escala	5.38% (193ha)	32.54%	Total (33) Classe 2 (18) Classe 3 (11) Classe 4 (7)	1	Médio	11-13m	22m
									2	Médio	10-12m	25m
									3	Avançado	12-15m	25m
									4	Avançado	12-15m	27m
									5	Avançado	12-15m	28m
									6	Avançado	12-15m	28m
									7	Avançado	12-15m	28m
									8	Avançado	10-14m	30m
Wenceslau Guimarães (40%)	39°42'39"W 13°33'34"S	Floresta Ombrófila Submontana	540m	1149mm	Agricultura de pequena escala e fruticultura	22.6% (810ha)	29.12%	Total (57) Classe 2 (39) Classe 3 (24) Classe 4 (12)	1	Avançado	13-16m	25m
									2	Avançado	12-16m	22m
									3	Avançado	11-14m	20m
									4	Avançado	11-15m	21m
									5	Médio	10-14m	20m
									6	Avançado	12-16m	22m
									7	Médio	10-12m	20m
									8	Médio	11-12m	20m
Camamu (45%)	39°10'01"W 14°00'06"S	Floresta Ombrófila Densa	146m	2572mm	Principal agricultura de pequena escala. Presença de pastagens	33.3% (1298ha)	17.34%	Total (43) Classe 2 (32) Classe 3 (18) Classe 4 (6)	1	Médio	9-13m	18m
									2	Avançado	11-14m	23m
									3	Avançado	12-15m	27m
									4	Avançado	13-16m	30m
									5	Médio	9-12m	28m
									6	Avançado	13-16m	35m
									7	Médio	8-10m	23m
									8	Avançado	13-16m	35m
Jaguaripe (55%)	39°01'19"W 13°10'22"S	Floresta Ombrófila Densa	61m	1937mm	Principal Pastagem. Presença de agricultura de pequena escala	38.78% (1396ha)	22.02%	Total (47) Classe 2 (40) Classe 3 (13) Classe 4 (7)	1	Avançado	12-16m	25m
									2	Médio	10-13m	23m
									3	Avançado	10-14m	25m
									4	Médio	8-11m	25m
									5	Avançado	11-14m	27m
									6	Médio	9-12m	25m
									7	Avançado	12-16m	30m
									8	Médio	8-11m	21m

3.2. Riqueza e composição das plantas lenhosas (Myrtaceae):

Nas 9 paisagens amostrais (1,8 ha amostrados), foram coletados 470 indivíduos lenhosos pertencentes à família Myrtaceae, compreendidos em 11 gêneros e 174 espécies. Desse total, 268 indivíduos (57.02%) apresentavam um CAP entre 8 e 15 cm (regenerantes), 134 indivíduos (28.51%) apresentavam um CAP entre 15 cm e 30 cm (jovens), e 68 indivíduos (14.47%) apresentavam um CAP maior que 30 cm (adultas). Os dois gêneros mais representativos para esta família contribuíram com 63,2% da riqueza total: *Eugenia* com 75 espécies e *Myrcia* com 35 espécies (Anexo 1).

A composição das espécies variou bastante entre as paisagens amostradas. Das 174 espécies, 131 espécies (75.3%) ocorreram em uma das nove paisagens amostradas de forma isolada, não ocorrendo em duas ou mais paisagens ao mesmo tempo, e 28 espécies (16.1%) em duas paisagens diferentes ao mesmo tempo. Apenas 15 espécies (8.6%) ocorreram em três ou mais paisagens diferentes. A espécie mais comum, ocorrendo em oito paisagens, foi *Myrcia splendens*. Nenhuma espécie ocorreu em todas as nove paisagens amostradas (Figura 3 A). A ordenação da matriz de composição revelou uma baixa similaridade na composição de espécies entre as paisagens amostradas e uma elevada substituição das espécies entre essas paisagens (Figuras 3 B – C, Anexo 1). Todas as paisagens apresentaram ao menos uma espécie com ocorrência exclusiva à paisagem. A paisagem que apresentou o maior número de espécies exclusivas foi a de 40% (W. Guimarães) com 38 espécies encontradas somente nessa paisagem. A paisagem com maior proporção de espécies restritas foi a de 20% (Itapetinga), onde 73% de suas espécies foram encontradas apenas nessa paisagem. De uma maneira geral, a ocorrência dessas espécies restritas foi reduzindo na medida em que a quantidade de habitat na paisagem também reduzia.

Os maiores valores de riqueza de espécies lenhosas, tanto para riqueza total quanto para a de regenerantes (CAP entre 8 e 15 cm) e jovens (CAP entre 15 e 30 cm), foram obtidos nas paisagens com maiores quantidades de habitat (55%, 45% e 40%), tendo como respectivos valores: 47, 43 e 57 espécies (riqueza total), 40, 32 e 39 espécies (riqueza de regenerantes) e 13, 18 e 24 espécies (riqueza de jovens). As demais paisagens (35%, 30%, 25%, 20%, 15% e 5%) apresentaram respectivamente os seguintes valores: 33, 27, 20, 11, 6 e 5 espécies (riqueza total); 18, 15, 11, 9, 2 e 5

espécies (riqueza de regenerantes); e 11, 9, 9, 7, 4 e 1 espécie (riqueza de jovens). Já para a riqueza de plantas adultas ($CAP \geq 30$ cm) foi encontrado um valor semelhante, com picos de riqueza nas paisagens de 30% e 40%, nas paisagens com a quantidade de habitat entre 55-25%, apresentando os respectivos valores: 7, 6, 12, 7, 14 e 7 espécies. Para as demais paisagens (20%-5%) foram encontrados os valores mais baixos: 2, 3 e 1 espécie (Figuras 4 A – B – C – D, Tabela 1).

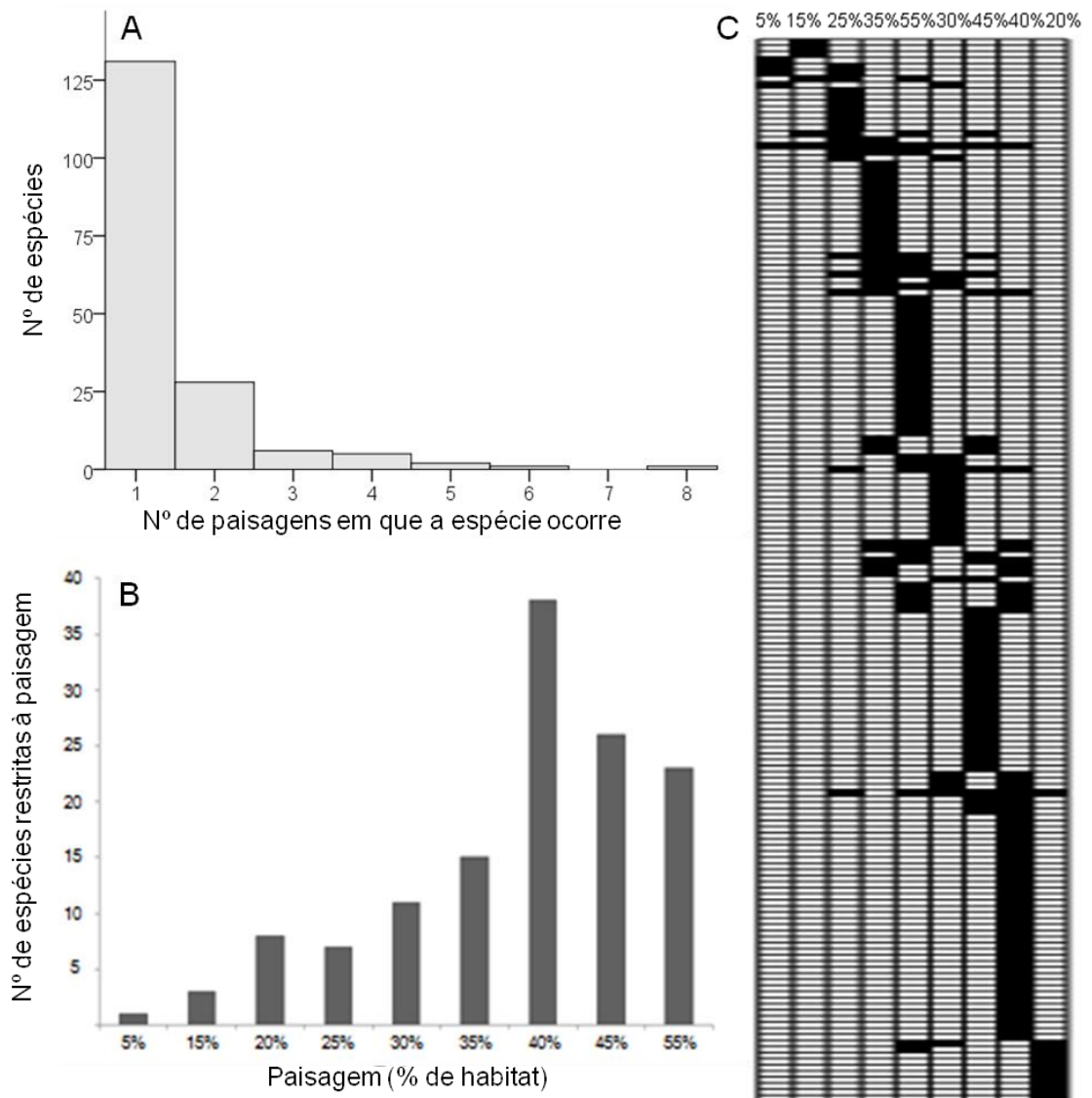


Figura 3: A) Histograma com o número de espécies restritas, observadas em uma única paisagem, indicando uma elevada diversidade de espécies restritas; B) Quantidade de espécies exclusivas de uma única paisagem; C) matriz de similaridade das espécies de Myrtaceae: as colunas indicam as paisagens amostradas e as linhas indicam as espécies coletadas. As células em preto indicam a ocorrência da espécie na paisagem.

3.3. Avaliação do limiar - regressão piecewise:

Através do modelo de regressão piecewise foi possível identificar um “ponto de quebra” ou limiar entre a quantidade de habitat e riqueza de espécies, tanto para riqueza total quanto para riqueza de indivíduos jovens e indivíduos adultos, porém com diferentes valores de limiar (Figuras 4 - E - G - H). Para riqueza total de plantas, o limiar foi de 35.8% de habitat (desvio padrão de ± 2.64 ; $p < 0.001$) na paisagem; para a riqueza de indivíduos jovens, o limiar foi de 39.9% de habitat (desvio padrão de ± 3.56 ; $p = 0.003$); e para riqueza de indivíduos adultos o limiar foi de 27.4% (desvio padrão de ± 4.23 ; $p = 0.01$). Foi observado nesses três casos que, inicialmente, nos pontos com maior proporção de habitat aparentemente a redução da cobertura florestal não influencia a riqueza. Em seguida, após o limiar, há uma redução paulatina na riqueza de espécies à medida que se reduz a quantidade de habitat na paisagem.

Já para as plantas regenerantes não ocorreu um limiar, sendo observado um padrão linear na relação entre quantidade de habitat e riqueza de espécies. A perda de espécies jovens decresceu de forma significativa ($p < 0.001$) na medida em que é reduzida a quantidade de habitat, porém a perda de espécies ocorreu de maneira linear e ao longo de todo gradiente (Figura 4 F).

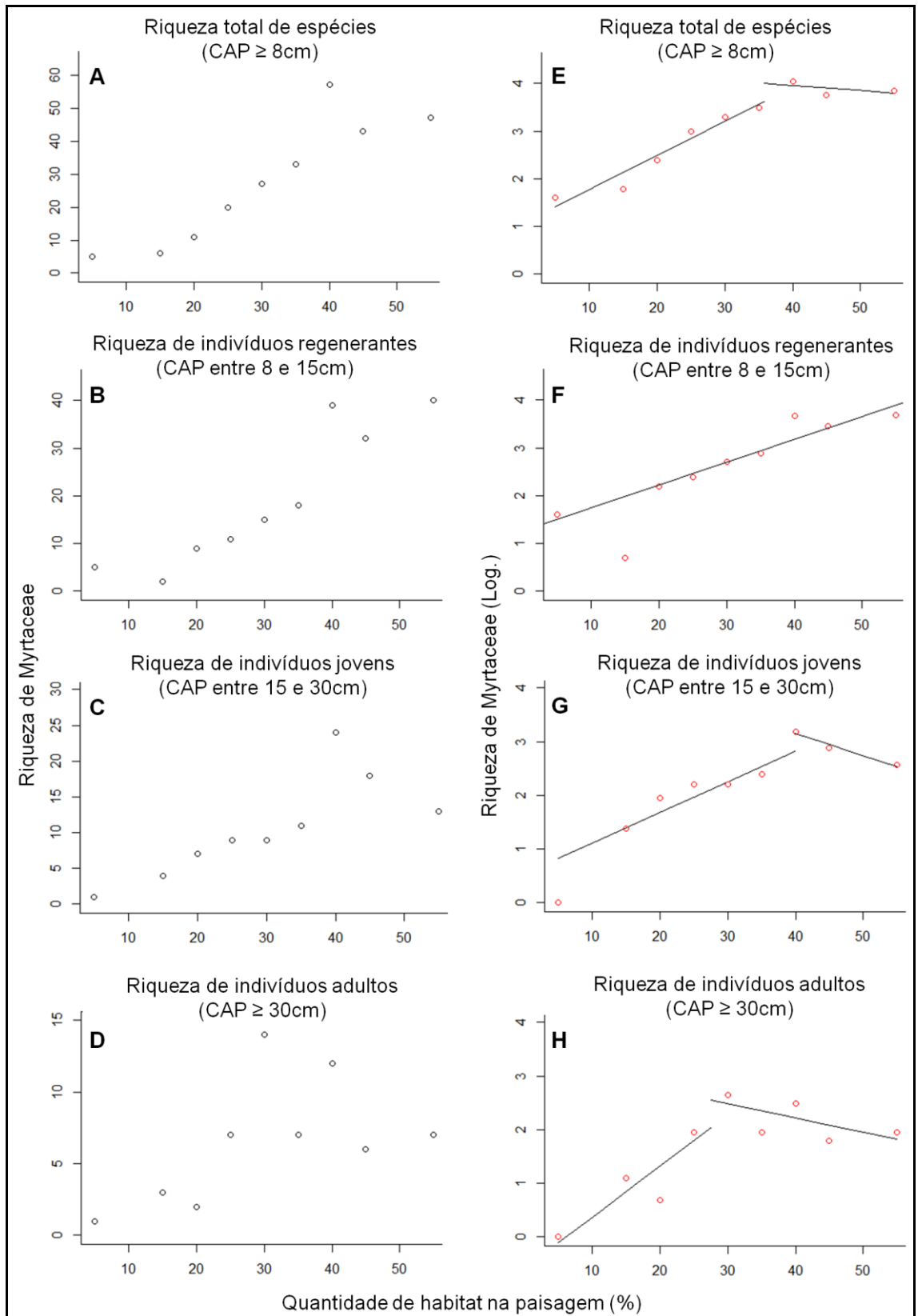


Figura 4: Gráficos de dispersão (A, B, C e D) e do ajuste do modelo da regressão piecewise (E, F, G e H), mostrando a relação entre quantidade de habitat e riqueza de espécies de Myrtaceae. Valores de riqueza do modelo de regressão piecewise foram logaritmizados.

4. DISCUSSÃO:

A realização desse estudo representa um importante avanço empírico acerca da teoria de limiar de extinção associado à perda de habitat em ambientes tropicais, sendo um trabalho pioneiro para plantas lenhosas da Mata Atlântica. Uma conclusão derivada dos resultados encontrados nesta pesquisa é de que a riqueza de espécies lenhosas de Myrtaceae é influenciada pela quantidade de habitat total na paisagem, sendo identificada uma redução significativa de espécies na medida em que ocorre a perda de habitat. Estudos empíricos semelhantes realizados para diferentes táxons, como plantas e fungos (Drinnan 2005), insetos (Schmidt & Roland 2006), aves e lagartos (Lindenmayer et al. 2005) e pequenos mamíferos (Pardini et al. 2010), também apresentaram uma relação positiva entre quantidade de habitat e riqueza de espécies. Quando comparada a média da riqueza de espécies de Myrtaceae das 3 paisagens com maior quantidade de habitat (55%, 45% e 40%) com as 3 paisagens de menor quantidade de habitat (20%, 15% e 5%), é observada uma diferença 6.7 vezes maior na riqueza total de espécies, 6.9 vezes maior na riqueza de indivíduos jovens e de 5.5 vezes maior na riqueza de indivíduos adultos (Figura 4 A). A riqueza de espécies coletadas em todas as paisagens foi bastante expressiva, representando 27.3% das 636 espécies de Myrtaceae descritas para toda extensão do bioma da Mata Atlântica, em suas diferentes formações vegetais e estados brasileiros (Stehman et al. 2009).

Para além dessa constatação, uma segunda conclusão obtida no presente trabalho foi de que a redução de espécies associada à quantidade de habitat na paisagem descreveu um padrão não-linear (em limiar), com exceção dos indivíduos regenerantes. Mesmo avaliando paisagens com características distintas e com diferentes variáveis de confusão atuando, tanto a riqueza total de Myrtaceae ($CAP \geq 8$ cm) quanto a riqueza de indivíduos jovens (CAP entre 15 e 30 cm) e adultos ($CAP \geq 30$ cm) decaíram a partir de uma determinada quantidade de habitat na paisagem (35.7%, 40% e 27.5% respectivamente) (Figura 4). A relação observada entre riqueza e quantidade de habitat na paisagem revela que, para o total de espécies, indivíduos jovens e indivíduos adultos, aparentemente a perda de habitat só influencia de forma negativa a quantidade de espécies a partir do limiar. Após esse ponto de quebra, a riqueza de espécie é reduzida gradualmente até alcançar os valores mais baixos na paisagem de 5%.

Os diferentes valores de limiar observados para indivíduos adultos e jovens provavelmente estão associados ao retardo de tempo da resposta biológica desse grupo frente à perda de habitat. Espécies lenhosas como árvores são exemplos claros e extremos do retardo de tempo, com estimativas que ultrapassam os 100 anos (Paltto et al. 2006). Como os processos de perda de habitat e fragmentação na Mata Atlântica da Bahia foram mais intensificados nos últimos 60 anos (Mendonça et al. 1994), é possível que parte das árvores adultas presentes nos remanescentes atuais presenciaram esse processo mais antigo de perda de habitat. Esses organismos de grande longevidade são capazes de permanecer na paisagem mesmo após sua alteração, respondendo lentamente a esta mudança (Metzger et al. 2009). No entanto suas taxas reprodutivas são drasticamente reduzidas assim como a capacidade de manter populações viáveis (Tilman et al. 1996, Kuussaari et al. 2009). Ou seja, a estrutura e riqueza da comunidade de árvores regenerantes e jovens reflete a atual qualidade da paisagem, respondendo mais rapidamente ao distúrbio, enquanto as árvores adultas presentes na paisagem correspondem ao contexto pretérito, mantido na paisagem, devido ao seu longo tempo de vida. Assim, a perda de espécies adultas está associada a não substituição deste componente florestal, representando uma lacuna no recrutamento de novas espécies gerações atrás e sendo observada em paisagens com baixas quantidades de habitat (menos que 27% de cobertura florestal).

Diferente da riqueza total, de indivíduos jovens e de adultos, que apresentaram redução de espécies somente após o limiar, a perda de espécies regenerantes (CAP entre 8 e 15 cm) ocorreu ao longo de todo o gradiente, desde as paisagens com maiores quantidades de habitat, sendo observada uma relação linear entre quantidade de habitat na paisagem e riqueza de espécies (Figura 4 - B e F). Esse resultado indica, possivelmente, uma maior sensibilidade dos indivíduos regenerantes, seguido pelos indivíduos jovens, à perda de habitat quando comparados aos adultos, sugerindo novamente um retardo de tempo na resposta dos indivíduos adultos frente à perda de habitat. Esta maior sensibilidade do componente regenerante das espécies arbóreas já foi observada em outro trabalho realizado em Mata Atlântica (Pardini et al 2009).

Diferente dos adultos que iniciaram sua perda de espécies na paisagem com aproximadamente 25% de habitat, os indivíduos regenerantes nessa mesma paisagem (25%) tiveram apenas 1/4 da riqueza quando comparada à paisagem com 55% de

habitat, ou seja, de 40 espécies houve uma redução para apenas 11 espécies. No entanto, como a amplitude de paisagens amostrais nesse trabalho foi limitada em até 55% de cobertura florestal, foram amostradas poucas paisagens com grandes quantidade de habitat, o que pode ter inviabilizado o ajuste de um modelo não-linear aos dados e consequente identificação do limiar de extinção, caso exista um limiar mais elevado para riqueza de espécies regenerantes.

Estudos que buscam avaliar a ocorrência de limiares de extinção, até o presente momento, utilizam principalmente dados de abundância de espécies (nível populacional) como variável resposta, com foco em grupos animais. Alguns autores sugerem que a ocorrência de limiares para comunidades, através de valores de riqueza de espécies, é pouco provável (King & Baker 2011). Como as comunidades biológicas são geralmente compostas por espécies que apresentam diferentes respostas aos distúrbios ambientais, as espécies mais sensíveis tenderiam a ser substituídas por espécies menos sensíveis, porém com taxas de substituição diferentes, e uma ausência de relação seria observada (King & Baker 2011). Possivelmente, devido às características da comunidade avaliada nesse estudo, formada principalmente por espécies florestais (para o bioma da Mata Atlântica), tolerantes à sombra e sensíveis às alterações ambientais (Tabarelli & Peres 2002), foi possível verificar a ocorrência de um limiar, sendo observado um padrão não-linear na relação entre riqueza de espécies e perda de habitat.

Em um estudo recente na Espanha, Montoya e colaboradores (2010) avaliaram a ocorrência de limiares de extinção para diferentes espécies de árvore com diferentes características biológicas. Das oito espécies avaliadas, apenas uma (*Fagus sylvatica*) apresentou um limiar de extinção, sendo esta espécie estritamente florestal, mais tolerante à sombra e sensível às alterações antrópicas, diferente das demais espécies estudadas (Montoya et al. 2010).

A redução de habitat desencadeia uma série de alterações estruturais e qualitativas nas paisagens florestais (Andrén 1994, Pardini et al. 2010). Em paisagens fragmentadas, como é o caso da Mata Atlântica, essa redução de habitat significa uma redução no tamanho dos fragmentos. Com a redução dos fragmentos, há um aumento da proporção de borda na área total dos fragmentos, levando a alterações na qualidade e

estrutura desses fragmentos (Tabarelli et al. 2004, Montoya et al. 2010). Nesses fragmentos pequenos, estudos indicam que ocorre uma substituição das espécies arbóreas tolerante à sombra e sensíveis a alterações ambientais, como as espécies de Myrtaceae, por espécies pioneiras não-tolerantes à sombra, levando à secundarização e homogeneização dessas florestas (Santos et al. 2008, Lopes et al. 2009).

Provavelmente o padrão de redução de espécies observado no presente estudo é influenciado pelo tamanho dos fragmentos e estágios sucessionais. Porém, mesmo observando uma relação significativa entre a quantidade de habitat na paisagem e o tamanho do maior fragmento, outras métricas da paisagem não tiveram relação significativa com a perda de habitat como o esperado, a exemplo da proporção de borda e de área de interior dos fragmentos (Figura 2).

O estágio sucessional, e conseqüentemente a qualidade florestal das parcelas amostrais, também não acompanhou o gradiente de habitat entre as paisagens amostradas, onde as paisagens com quantidade intermediária de habitat florestal (35% e 30%) apresentaram maiores proporções de parcelas alocadas em matas com estágios sucessionais mais avançados, e não as paisagens com maiores proporções de habitat florestal (Tabela 1). Aparentemente, a quantidade de habitat parece influenciar mais diretamente a riqueza de espécies na paisagem, sendo observado um padrão constante de queda de espécies regenerantes e, após o limiar, de jovens e adultos, na medida em que é reduzida a quantidade de habitat total na paisagem.

A existência de limiares de extinção, associados à perda de habitat, representa uma potencial ferramenta para gestão ambiental (Huggett 2005, Groffman et al. 2006). Sendo identificado um limiar, é possível propor medidas adequadas de manejo na paisagem, visando à manutenção ou restauração do habitat para valores acima do limiar, capaz de assegurar a riqueza de espécies localmente (Lindenmayer et al. 2005, Radford et al. 2005). Apesar disto, o uso do conhecimento sobre limiares de extinção em planos de conservação tem sido criticado por alguns autores, que ressaltam a variabilidade de valores de limiar obtidos nos diferentes estudos, a depender da paisagem, das formas de uso e ocupação do solo e do organismo avaliado (Huggett 2005, Lindenmayer & Luck 2005). Em um estudo empírico realizado na Austrália, foi observado que uma mesma espécie de marsupial apresentava diferentes valores de limiar a depender da paisagem

estudada, sendo indicado que tal variação possivelmente ocorreu devido às diferenças na qualidade do habitat, nas taxas demográficas e nos diferentes tipos de uso e ocupação do solo (Rhodes et al. 2008).

No presente estudo, foram observados diferentes formas de uso e ocupação da matriz não florestada além de diferentes estágios sucessionais, mesmo padronizando essas variáveis entre as paisagens amostradas; ainda assim, foi evidenciado um padrão não-linear com a ocorrência de um limiar para indivíduos adultos e jovens, porém ausente nos indivíduos regenerantes. Aparentemente, os processos biológicos associados ao modelo de limiares foram suficientemente fortes para parte da comunidade avaliada, sendo capazes de expressarem tal padrão mesmo com diferentes variáveis de confusão atuando.

Ademais, como a redução de espécies respondeu significativamente à perda de habitat e a taxa de substituição de espécies foi grande entre essas paisagens, supõe-se que as espécies, e os processos ecológicos associados, que foram perdidas nas paisagens observadas podem representar um conjunto de espécies único, característico de cada área e que provavelmente não serão encontradas em outras áreas da Mata Atlântica. Mesmo em paisagens com pouca quantidade de habitat, como a paisagem de 15% (P. Tancredo Neves), metade das espécies coletadas nessa paisagem foi encontrada somente lá. Extinções locais para essas espécies raras, que apresentam uma distribuição restrita, podem representar extinções das espécies, principalmente para grupos muito diversos, a exemplo da família Myrtaceae, que apresenta muitas espécies raras que tendem a desaparecer primeiro na paisagem.

Esses resultados revelam um cenário crítico para a comunidade de Myrtaceae da Mata Atlântica, principalmente após a revisão da principal lei ambiental brasileira: o Código Florestal. Entre outros aspectos, com a alteração dessa lei será possível à junção das Áreas de Preservação Permanente (APP) no cômputo das áreas de Reserva Legal (RL), reduzindo para apenas 20% de floresta a ser preservada legalmente nos imóveis rurais. Para agravar esta situação, não será mais obrigatório à manutenção da RL nos imóveis rurais pequenos, o que pode representar uma grande perda de florestas nos territórios que são compostos principalmente por esse tipo de propriedade. Dessa forma, as metas de conservação postas pelo novo Código Florestal mostram-se ineficientes por

considerar um valor mínimo de cobertura florestal (20%), que representa uma área com baixos valores de riqueza de plantas lenhosas (Myrtaceae) e abaixo do limiar observado para as espécies adultas e jovens.

Nossos resultados mostraram que, em média, paisagens com elevadas quantidades de habitat (40-55%) apresentaram mais de quatro vezes espécies do que a paisagem com 20% de florestas. Partindo do princípio da precaução, que representa um importante princípio para tomada de decisões ambientais frente às incertezas e limitações dos dados ecológicos, deve ser assegurada uma margem preventiva relacionada às ameaças potenciais e plausíveis (United Nations 1992). Aparentemente a manutenção de apenas 20% de florestas para a Mata Atlântica não representa uma margem preventiva, baseado nos resultados observados no presente estudo, onde tal valor assegura apenas uma pequena parte da riqueza de plantas regenerantes da família Myrtaceae, e encontra-se abaixo do valor de limiar para plantas adultas e jovens.

A identificação de um limiar de extinção associado à perda de habitat representa uma importante informação empírica para o embasamento das estratégias conservacionistas na Mata Atlântica, através de valores mínimos de vegetação a serem mantidos na paisagem ou a serem alcançados pela restauração ecológica. Métricas da paisagem, a exemplo da quantidade total de remanescentes florestais, podem fornecer uma alternativa simples para tomada de decisão em gestão ambiental, identificando áreas prioritárias para conservação e restauração de um modo mais barato, baseado em imagens de satélites, por exemplo (Banks-Leite et al. 2011). Esta, no entanto, é apenas uma potencial ferramenta a ser utilizada pelos gestores ambientais. Integrar diferentes conceitos da ecologia numa perspectiva multiescalar é crucial para o sucesso da conservação da Mata Atlântica. Como exemplo, podemos citar o trabalho de Rigueira e colaboradores (no prelo), que propõem uma análise hierárquica baseada em três escalas espaciais distintas (regional, sub-bacia e do empreendimento), com base nas teorias de limiares ecológicos, em princípios de Ecologia de Paisagem, da sucessão ecológica e do princípio da precaução, para avaliação da viabilidade ambiental dos pedidos de supressão de vegetação no estado da Bahia.

5. AGRADECIMENTOS:

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento desse estudo (termos de outorga APP0049/2009, PNX0016/2009 e PPP0004/2010); à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida; ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Secretaria Estadual de Meio Ambiente da Bahia (SEMA) pelo apoio logístico e concessão das licenças de coleta; às empresas Rio Tinto e Odebrecht pelo empréstimo de parte dos carros utilizados no estudo; às prefeituras municipais das localidades onde foram realizadas as coletas, pelo apoio logístico; ao Marcelo Tabarelli e Deborah Faria pelas contribuições dadas ao trabalho; à Marcos E. G. Sobral pela identificação das plantas (Myrtaceae); à Vito Muggeo pela ajuda com as análises estatísticas; à Diogo Caribé de Sousa pela ajuda na elaboração do mapa; à Nádia Roque pelo apoio antes e durante a realização do projeto, à Maria Lenise Guedes pela ajuda com a triagem e tombo das plantas no herbário ALCB/UFBA.

6. BIBLIOGRAFIA:

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **OIKOS**. 71: 355-366.

Arrhenius, O. 1921. Species and area. **Journal of Ecology**. 9(1): 95-99.

Banks-Leite, C.; Ewers, R.M.; Kapos, V.; Martensen, A.C.; Metzger, J.P. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**. 48: 706-714.

Bawa, K.S.; Kress, W.J.; Nadkarni, N.M.; Lele, S. 2004. Beyond Paradise-Meeting the Challenges in Tropical Biology in the 21 st Century. **Biotropica**. 36(4): 437-446.

Blois, S. de; Domon, G.; Bouchard, A. 2002. Landscape issues in plant ecology. **Ecography**. 25(2): 244-256.

Cavalcanti, C. 2006. Opulência vegetal, cobiça insaciável e a entropização da entropia: uma visão da história socioambiental da Mata Atlântica. In: Siqueira-Filho, J.A. & Leme, E. [orgs.], **Fragmentos da Mata Atlântica do Nordeste – biodiversidade, conservação e suas bromélias**. Rio de Janeiro, RJ. Andrea Jakobsson Estúdio. 360p.

- Condit, R.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B. 1992. Recruitment near conspecific adults and the maintenance of tree and shrub diversity in a neotropical forest. *The American Naturalist*. 140(2): 261-286.
- Cushman, S.A. & McGarigal, K. 2003. Landscape level patterns of avian diversity in the Oregon Coast Range. **Ecological Monographs**. 73: 259–281.
- Drinnan, I.N. 2005. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**. 124: 339-349.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews** 81: 117-142.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? **Biological Conservation**. 100: 65-74.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**. 12(2): 346-353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** 34: 487-515.
- Faria, D.; Mariano-Neto, E.; Martini, A.M.Z.; Ortiz, J.V.; Montingelli, R.; Rosso, S.; Paciencia, M.L.B.; Baumgarten, J. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: the effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management**. 257: 2226-2234.
- Ficetola, G.F. & Denoël, M. 2009. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-habitat relationships. **Ecography**. 32: 1075-1084.
- Flather, C.H. & Bevers, M. 2002. Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. **The American Naturalist**. 159(1): 40-56.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2001. **State of the world's forests**. FAO. Rome, Italy.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2008. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000–2005**. Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo.
- Giulietti, A.M.; Harley, R.M.; Queiroz, L.P.; Wanderley, M.G.L.; Van Den Berg, C. 2005. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. **Conservation Biology**. 19(3): 632-639.
- Gressler, E.; Pizo, M.A.; Morellato, P.C. 2006. Polinização e dispersão de sementes de Myrtaceae no Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**. 29(4): 509-530.

Groffman, P.M.; Baron, J.S.; Blett, T.; Gold, A.J.; Goodman, I.; Gunderson, L.H.; Levinson, B.M.; Palmer, M.A.; Paerl, H.W.; Peterson, G.D.; Poff, N. LeR.; Rejeski, D.W.; Reynolds, J.F.; Turner, M.G.; Weathers, K.C.; Wiens. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or na important concept with no practical application? **Ecosystems**. 9: 1-13.

Hawkins, B.A.; Field, R.; Cornell, H.V.; Currie, D.J.; Guegan, J.F.; Kaufman, D.M.; Kerr, J.T.; Mittelbach, G.G.; Oberdorff, T.; O'Brien, E.M.; Porter, E.E.; Turner, J.R.G. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**. 84: 3105-3117.

Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. **Journal of Animal Ecology**. 63: 151-162.

Huggett, A.J. 2005. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. **Biological Conservation**. 124, 301-310.

King, R.S. & Baker, M.E. 2011. An alternative view of ecological community threshold and appropriate analyses for their detection: comment. **Ecological Applications**. 21(7): 2833-2839.

Kuussaari, M.; Bommarco, R.; Heikkinen, RK.; Helm, A.; Krauss, J.; Lindborg, R.; Öckinger, E.; Pärtel, M.; Pino, J.; Roda, F.; Stefanescu, C.; Teder, T.; Zobel, M.; Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in Ecology and Evolution**. 24(10): 564-571.

Laurance, W.F. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**. 404: 836.

Lindenmayer, D.B. & Luck, G. 2005. Synthesis: Thresholds in conservation and management. **Biological Conservation**. 124: 351-354.

Lindenmayer, D.B.; Fischer, J.; Cunningham, R. B. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. **Biological Conservation**. 124: 311–316.

Lomolino, M.V. 2001. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. **Global Ecology & Biogeography**. 10(1): 3-13.

Lopes, A.V.; Girão, L.C.; Santos, B.A.; Peres, C.A.; Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**. 142: 1154-1165.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Martensen, A.C.; Pimentel, R.G.; Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**. 141: 2184-2192.

- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. **Analysis of ecological communities**. MjM Software, Glenden Beach, Oregon, USA. 304p.
- Mendonça, J.R.; de Carvalho, A.M.; Mattos-Silva, L.A.; Thomas, W.W. 1994. 45 anos de desmatamento no sul da Bahia, remanescentes da Mata Atlântica – 1945, 1960, 1974, 1990. **Projeto Mata Atlântica Nordeste**, CEPEC, Ilhéus, Bahia, Brazil.
- Metzger, J.P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**. 142: 1138–1140.
- Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Dixo, M.; Bernacci, L.C.; Ribeiro, M.C.; Teixeira, A.M.G.; Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. **Biological Conservation**. 142: 1166-1177.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis**. World Resources Institute, Washington, DC. 86pg.
- Montoya, D.; Albuquerque, F.S.; Rueda, M.; Rodríguez, M.A. 2010. Species' response patterns to habitat fragmentation: do trees support the extinction threshold hypothesis? **Oikos**. 119:1335-1343.
- Muggeo V.M.R. 2008. Segmented: an R package to fit regression models with broken-line relationships. **R News**. 8, 1: 20-25.
- Muggeo, V.M.R. 2012. **The package segmented** 0.2-8.4. (www.R-project.org)
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**. 10(2): 58-62.
- Murray-Smith, C.; Brummitt, N.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Bachman, S.; Moat, J.; Lughadha, E.M.N.; Lucas, E.J. 2008. Plant diversity hotspots in the atlantic coastal forests of Brazil. **Conservation Biology**. 23(1): 151-163.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Da Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. 403: 853-858.
- Paltto, H.; Norden, B.; Gotmark, F.; Franc, N. 2006. At which spatial and temporal scales does landscape context affect local density of Red Data Book and Indicator species? **Biological Conservation**. 133: 442–454.
- Pardini, R.; Bueno, A.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I.; Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PlosOne**. 5(10): 1-10.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E. 2001. **Biologia da conservação**. Londrina, PR. Editora Planta, sexta edição. 328p.

- R Development Core Team. 2012. R: a language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**. Vienna, Austria.
- Radford, J.Q.; Bennett, A.F.; Cheers, G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**. 124: 317-337.
- Rhodes, J.R.; Callaghan, J.G.; McAlpine, C.A.; Jong, C. de; Bowen, M.E.; Mitchell, D.L.; Lunney, D.; Possingham, H.P. 2008. Regional variation in habitat–occupancy thresholds: a warning for conservation planning. **Journal of Applied Ecology**. 45: 549-557.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**. 142: 1141-1153.
- Rigueira, D.M.G. 2011. Limiares ecológicos na economia pós-moderna. **Ciência Hoje**. 48(284): 68-69.
- Rigueira, D.M.G.; Coutinho, S.L.; Pinto-Leite, C.M.; Sarno, V.L.C.; Estavillo, C.; Chastinet, C.B.A.; Dias, V.S.; Campos, S. Perda de habitat, leis ambientais e conhecimento científico: proposta de critérios para a avaliação de pedidos de supressão de vegetação. **Revista Caititu**. No prelo.
- Santos, B.A.; Peres, C.A.; Oliveira, M.A.; Grillo, A.; Alves-Costa, C.P.; Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic Forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**. 141: 249-260.
- Schmidt, B.D. & Roland, J. 2006. Moth diversity in a fragmented habitat: importance of functional groups and landscape scale in the boreal forest. **Ecology and Population Biology**. 99: 1110–1120.
- Souza, V.C. & Lorenzi, H. 2005. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum. 610p.
- Stehmann, J.R.; Forzza, R.C.; Salino, A.; Sobral, M.; da Costa, D.P.; Kamino, L.H.Y. [Eds.] 2009. **Plantas da floresta atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 516p.
- Swift, T.L. & Hannon, S.J. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. **Biological Reviews**. 85: 35-53.
- Tabarelli, M. & Peres, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**. 106: 165-176.

- Tabarelli, M.; da Silva, J.M.C.; Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*. 13: 1419-1425.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A.V.; Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. ***Biological Conservation***. 143: 2328-2340.
- Tilman, D.; May, R.M.; Lehman, C.L.; Nowak, M.A. 1996. Habitat destruction and the extinction debt. ***Nature***. 371: 65-66.
- Toms, J.D. & Lesperance, M.L. 2003. Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. 2003. ***Ecology***. 84(4): 2034-2041.
- Turner, IM. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. ***Journal of Applied Ecology***. 33: 200-209.
- United Nations. 1992. Agenda 21: **The UN programme of action from Rio**. United Nations, New York, NY.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, RJ. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 124p.
- With, K.A. & King, A.W. 1997. The use and misuse of neutral landscape models in ecology. ***Oikos***. 79:219-229.
- Wright, S.J. & Muller-Landau, H.C. 2006. The future of tropical forest species. ***Biotropica***. 38(3): 287-301.

Anexo 1: : Lista de espécies de Myrtaceae e paisagem onde foi coletada (% de habitat)

Nome científico	% de Habitat das Paisagens de Ocorrência	Nome científico	% de Habitat das Paisagens de Ocorrência
Blepharocalyx sp 1	35, 45	Eugenia sp 11	45
Calyptranthes cf grandifolia	55,45,40	Eugenia sp 12	40
Calyptranthes lucida	30	Eugenia sp 13	40
Calyptranthes aff lucida	25	Eugenia sp 14	20
Calyptranthes sp nova	45	Eugenia sp 15	35,40,45,55
Calyptranthes sp 1	55	Eugenia sp 16	40,45
Calyptranthes sp 2	45	Eugenia sp 17	40
Calyptranthes sp 3	40	Eugenia sp 18	40
Calyptranthes sp 4	30	Eugenia sp 19	5
Calyptranthes sp 5	55	Eugenia sp 20	30,55
Campomanesia cf reitziana	40	Eugenia sp 21	40
Eugenia cf altissima	5,25	Eugenia sp 22	40
Eugenia cf astringens	55	Eugenia sp 23	45
Eugenia cf beaurepaireana	40	Eugenia sp 24	55
Eugenia aff blastantha	45	Eugenia sp 25	40
Eugenia brasiliensis	40,55	Eugenia sp 26	35
Eugenia cf candolleana	20	Eugenia sp 28	30
Eugenia cf cymatodes	40	Eugenia sp 29	55
Eugenia excelsa	25,30,40,45,55	Eugenia sp 30	40
Eugenia aff excelsa	55,20	Eugenia sp 31	45
Eugenia aff flamingensis	25,35,55,45	Eugenia sp 32	20
Eugenia itacarensis	15,25,55	Eugenia sp 33	35
Eugenia aff itacarensis	55,40	Eugenia sp 34	45
Eugenia cf itapemirirensis	40	Eugenia sp 35	35
Eugenia macrosperma	35,55	Eugenia sp 36	40
Eugenia cf mandiocensis	40,45	Eugenia sp 37	25
Eugenia aff paracatuana	40	Eugenia sp 38	25
Eugenia aff pauciflora	40	Eugenia sp 39	55
Eugenia cf persicifolia	35	Eugenia sp 40	35
Eugenia aff pleurantha	40	Eugenia sp 41	40
Eugenia aff prasina	20,30, 55	Eugenia sp 42	30
Eugenia cf pruinosa	55	Eugenia sp 43	40
Eugenia cf rostrata	45,55	Eugenia sp 46	15
Eugenia aff rostrata	30, 40	Eugenia sp 47	20
Eugenia sp 1	20	Eugenia sp 48	35
Eugenia sp 2	20	Eugenia sp 49	45
Eugenia sp 4	45	Eugenia sp 50	55
Eugenia sp 5	25,35	Eugenia sp 51	55
Eugenia sp 6	55	Eugenia sp 52	20
Eugenia sp 7	55	Eugenia sp 53	40
Eugenia sp 8	25,30	Eugenia sp 54	55
Eugenia sp 9	35	Eugenia sp 55	30,45
Eugenia sp 10	30,35,55	Eugenia sp Nova	25

Nome científico	% de Habitat das Paisagens de Ocorrência	Nome científico	% de Habitat das Paisagens de Ocorrência
Marlierea cf levigata	5,30	Myrcia sp 16	55
Marlierea cf neowiedeana	55	Myrcia sp 17	30
Marlierea obumbrans	25	Myrcia sp nova	30,55
Marlierea cf obversa	35,55	Myrcia sp nova 1	55
Marlierea cf regeliana	30,35	Myrcia sp nova 2	40
Marlierea cf rufa	40,55	Myrciaria ferruginea	35,40
Marlierea aff silvatica	45	Myrciaria cf floribunda	20,25,30,40,45,55
Marlierea sp 1	40	Myrciaria tenella	45
Marlierea sp 2	30	Myrciaria sp 1	30
Marlierea sp 4	45	Myrciaria sp nova 1	40
Marlierea sp 5	45	Neomitranthes cf glomerata	35,40,55
Marlierea sp 6	40	Plinia cf callosa	45
Marlierea sp 7	55	Plinia aff rara	45
Myrceugenia cf miersiana	30	Plinia sp 1	35
Myrcia cf bergiana	35,40	Plinia sp 3	45
Myrcia aff bicolor	40	Psidium aff myrtoides	40
Myrcia aff blanchetiana	40	Psidium sp 1	45
Myrcia cf calyptranthoides	40	Psidium sp 2	20
Myrcia colpodes	35	Sp 1	40
Myrcia cf crocea	35,45	Sp 2	40
Myrcia cf hirtiflora	5,25	Sp 3	40
Myrcia cf micropetala	45	Sp 4	40
Myrcia cf neoblanchetiana	30,40	Sp 5	40
Myrcia pulchra	30,40	Sp 6	35
Myrcia cf racemosa	30,35,40,55	Sp 7	45
Myrcia rethusa	30	Sp 8	35,45
Myrcia aff rethusa	40,55	Sp 9	35
Myrcia silvatica	15,25,45,55	Sp 10	35
Myrcia splendens	5,15,25,30,35,40,45,55	Sp 11	55
Myrcia cf springiana	30	Sp 12	55
Myrcia vittoriana	25,35,40,45	Sp 13	55
Myrcia aff vittoriana	25,35,55	Sp 14	55
Myrcia sp 1	45	Sp 15	45
Myrcia sp 3	40	Sp 16	35
Myrcia sp 4	45	Sp 17	25
Myrcia sp 5	30	Sp 18	45
Myrcia sp 7	45	Sp 20	25
Myrcia sp 8	40	Sp 22	45
Myrcia sp 9	55	Sp 23	15
Myrcia sp 10	45	Sp 25	40
Myrcia sp 11	15	Sp 26	40
Myrcia sp 13	35	Sp 27	55
Myrcia sp 14	40	Sp 28	35
Myrcia sp 15	25,30,35,45,55	Sp 29	55