



**Ministério do Meio Ambiente
Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Mestrado Profissional**

Trabalho de Conclusão

**A restauração ecológica como ação integradora para a
conservação da biodiversidade**

Thiago Serrano de Almeida Penedo

Rio de Janeiro

2016



**Ministério do Meio Ambiente
Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Mestrado Profissional**

**A restauração ecológica como ação integradora para a
conservação da biodiversidade**

Thiago Serrano de Almeida Penedo

Trabalho de Conclusão apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação da Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade em Unidades de Conservação.

Orientador: Claudio Nicoletti
Fraga

Rio de Janeiro

2016

A restauração ecológica como ação integradora para a conservação da biodiversidade

Thiago Serrano de Almeida Penedo

Trabalho de Conclusão apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação da Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade em Unidades de Conservação.

Aprovado por:

Prof. Dr. Claudio Nicoletti Fraga

Prof. Dr. Renato Crouzeilles

Prof. Dr. Jerônimo Boelsums B. Sansevero

Em __/__/2016

Rio de Janeiro

2016

Penedo, Thiago Serrano de Almeida.

P397r A restauração ecológica como ação integradora para a conservação da biodiversidade / Thiago Serrano de Almeida Penedo. – Rio de Janeiro, 2016.

x, 56 f. : il. 28cm.

Trabalho de conclusão (Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, 2016.

Orientador: Claudio Nicoletti Fraga.

Bibliografia.

1. Restauração ambiental. 2. Conservação da biodiversidade. 3. Espécies ameaçadas. I. Título. II. Escola Nacional de Botânica Tropical.

CDD 333.7153

À família.
Aos que caminham juntos.
À vida.

“Sou vida que quer viver e existo em meio à vida que quer viver... Nisso já tenho o necessário princípio fundamental da moralidade. É *bom* conservar e acalentar a vida; é *ruim* destruir e reprimir a vida.” Albert Schweitzer.

Agradecimentos

Gratidão nos edifica, então não devemos economizar palavras.

Agradeço inicialmente, e imensamente, ao Claudio Nicoletti, que aceitou com humildade, respeito e muita compreensão o meu desafio de realizar esse projeto de mestrado, e me orientou brilhantemente com a sua visão botânica, conservadorista, questionadora.

Agradeço a Marinez Siqueira pela atenção, sempre muito cuidadosa, pela abertura e pela oportunidade de participar da seleção do mestrado.

Agradeço ao Massimo Bovini pelo auxílio atencioso e responsável como coordenador do curso.

Agradeço ao Centro Nacional de Conservação da Flora, e a todas as pessoas que eu pude conviver durante o tempo em que estive lá, em especial ao Gustavo Martinelli, ao Miguel de Moraes, e ao Ricardo Avancini, que foram fundamentais no apoio e auxílio para a concretização desse projeto.

Agradeço a todos os funcionários técnicos, da segurança e da limpeza do Jardim Botânico, pela simpatia, pelos sorrisos, pelas conversas. Personifico todos na figura do Marcinho, que insiste em me chamar de Julio, mas não dispensa um sorriso.

Agradeço em especial aos meus colegas de turma, pessoas lindas, sorridentes, cheias de energia, com as quais eu aprendi muito durante os tempos de disciplina. Realmente, foram momentos prazerosos que deixam uma sensação gostosa de saudade.

Um agradecimento especial também aos meus professores, que da mesma forma me ensinaram muito, não apenas no tocante do conteúdo burocrático, mas também com experiências de vida, com humildade, diálogos sinceros.

As pessoas que contribuíram tecnicamente com o trabalho, também dedico um agradecimento especial. Essa construção é coletiva. Renato Crouzeilles, que me ajudou imensamente na condução das análises espaciais do trabalho. Richieri Sartori, que me ajudou demais com a parte estatística. Carlitos que me ajudou muito também na elaboração de uns mapas muito maneiros que acabaram ficando de fora da versão final. E a todos os outros que me ajudaram de alguma maneira, com conselhos, conversas, ouvidos... Gustavo, Marianinha, Rodolfo, Leo... gratidão!

Ao Renatinho agradeço também pela participação na avaliação prévia do trabalho final.

Assim como agradeço muitíssimo a banca examinadora, por aceitarem participar desse momento, pela atenção e pela colaboração com o trabalho.

Agradeço imensamente ao Missouri Botanical Garden, aos pesquisadores que lá me acolheram, Quinn Long e Matthew Albrecht, e a todas as pessoas que conheci durante o tempo em que participei do programa de intercâmbio Elizabeth E. Bascom em Biologia da Conservação. O estágio nada teve a ver com a condução do trabalho, mas esse período de visita foi muito edificante, profissional e pessoalmente.

Aos que contribuíram para uma reflexão filosófica do tema. Agradeço muitíssimo ao Guilherme pelas trocas de idéia, pela parceria, e pelo compartilhamento de artigos jurídicos interessantíssimos. E a Lele, pelo compartilhamento do seu imenso conhecimento filosófico. A troca é eterna, agradeço sempre!

À família, minha gratidão eterna pelos laços, pelo cuidado, pelo comprometimento, pelo apoio, pelo carinho...

Nada seríamos se não fossem os amigos, então aquele agradecimento especial a todos que caminham lado a lado. Todos são peças fundamentais na minha construção, e todos contrubuíram, à sua maneira, para a concretização desse projeto. Ao Gustavo e Caverna, que além de amigos são companheiros de casa, meus sinceros agradecimentos!

A outra companheira de casa, Sofia, companheira de vida, gratidão por tudo. Pela companhia, pelas trocas, conselhos, carinho, brincadeiras e arranhões.

A outra gatinha, também companheira, que recentemente resolveu fazer o meu coração bater mais forte. Gratidão, Lu.

Sinceros agradecimentos a todas as trocas que fizeram parte do meu crescimento e desenvolvimento nesse tempo.

Nos vemos no caminho.

Resumo

Nas últimas décadas a sociedade tem questionado o tipo de relacionamento que o homem vem mantendo há séculos com a natureza. Do ponto de vista ambiental, constata-se a presença de diversas alterações, decorrentes de intervenções humanas, na dinâmica de equilíbrio ecológico do planeta. Diante do quadro de intensa degradação, a pergunta que segue orientando pesquisadores conservacionista é: Em quais espécies, ecossistemas e/ou áreas deveremos focar os esforços para a conservação? Em regra geral, paisagens com quantidade intermediária de *habitats* remanescentes são prioritárias para ações de restauração. Portanto, o presente trabalho teve como objetivo analisar se a escolha de áreas de resiliência intermediária para ações de restauração é uma ferramenta apropriada para a conservação de espécies ameaçadas. Os resultados indicam que a identificação de áreas de resiliência intermediária é uma boa ferramenta para elaborar estratégias para a recuperação de áreas com ocorrência de espécies ameaçadas. Alcançar diferentes objetivos por um mesmo meio é benéfico para políticas de conservação, pois integra atores, otimiza recursos, fortalece o fundamento científico e metodológico, e fortalece a causa ambiental no cenário político, social, e econômico. Os resultados indicam também que áreas de baixa resiliência e fontes de biodiversidade são da mesma forma importantes, pois podem conter muitas espécies ameaçadas. O sucesso da prática da restauração depende da manutenção da área restaurada em longo prazo e, na ausência de uma legislação que garanta a preservação dessas áreas, esse objetivo só será atingido pela mudança nos valores da relação do homem com o restante da natureza.

Palavras-chave: biologia da conservação, espécies ameaçadas, planejamento espacial, prioridades de restauração, resiliência da paisagem.

Abstract

Recently, society has questioned the kind of relationship that man has maintained for centuries with nature. From the perspective of biodiversity, there are many evidences of a high number of changes resulting from human intervention, that result in instability of ecological dynamics of the world. In the face of high degradation levels, the question that follows guiding conservation researchers is: On which species, ecosystems and/or sites do we focus our conservation efforts? As a general rule, landscapes with intermediate amounts of remaining habitats should be highest priority for restoration activities. Therefore, this study aimed to analyze the selection of intermediate resilience areas for restoration actions is an appropriate tool for the conservation of endangered species. The results show that the identification of intermediate resilient areas is a good tool to develop strategies for the recovery of areas with occurrence of endangered species. Achieve different goals by the same means is beneficial for conservation policies because it integrate actors, optimizes resources, strengthens the scientific and methodological foundation, and strengthens the environmental cause in the political, social, and economical scene. The outcomes also indicate that low resilience landscape and biodiversity sources are also important, because it may contain many endangered species. The key of the successful of restoration actions is the maintaining the restored area for the long-term. In the absence of legislation that safeguard the preservation of these areas, this goal will only be achieved by the change in man's relationship values with the rest of nature.

Keywords: conservation biology, endangered species, landscape resilience, restoration priorities, spatial planning.

Sumário

Introdução	I
Metodologia	6
1. Área de estudo.....	6
Figura 1. Distribuição espacial do Corredor Central da Mata Atlântica, seus remanescentes florestais e suas áreas protegidas.....	8
2. Análise de dados	8
Etapa 1.....	9
Etapa 2.....	11
Passo 1.....	11
Passo 2.....	13
Etapa 3.....	14
Resultados	15
Figura 2. Riqueza de espécies ameaçadas ocorrentes no CCMA.	16
Figura 3. Riqueza de espécies ameaçadas endêmicas no CCMA.	17
Tabela 1. Espécies ameaçadas de extinção ocorrentes no Corredor Central da Mata Atlântica	16
Figura 4. Distribuição do Índice de Probabilidade de Conectividade no CCMA.	32
Figura 5. Distribuição das categorias de resiliência da paisagem no CCMA.	33
Tabela 2. Relação da área necessária para se encontrar uma espécie ameaçada nas categorias da paisagem.....	34
Figura 6. Distribuição das espécies ameaçadas por categoria de paisagem.	35
Figura 7. Relação percentual de espécies ameaçadas totais e endêmicas e categorias de paisagem.....	36
Figura 8. Endemismo e ocorrência no CCMA.....	37
Figura 9. <i>Status</i> de ameaça e ocorrência no CCMA	37
Figura 10. Representação do índice de similaridade de Jaccard.	38
Figura 11. Dendograma de similaridade entre as paisagens RI do CCMA que possuem presença espécies ameaçadas.	39
Discussão.....	40
Conclusão.....	47
Referências Bibliográficas	48

Introdução

O relacionamento do homem com a natureza é ditado por diferentes formas de enxergar o mundo. Essas visões de mundo são influenciadas pelo tempo e pelo espaço e, logo, pelo contexto cultural onde estão inseridas. Nas últimas décadas a sociedade tem questionado o tipo de relacionamento que o homem vem mantendo há séculos com a natureza. A origem desse comportamento remete aos povos judaico-cristãos e gregos. Nas escrituras do Gênesis, um dos primeiros livros bíblicos, o homem é colocado em um lugar de supremacia no plano divino (Milaré & Coimbra 2004; Singer 1993):

“Crescei e multiplicai-vos, enchei e dominai a terra. Dominar os peixes do mar, as aves dos céus e todas as coisas vivas que se movam na terra”.

Na Grécia Antiga, assumiu-se como pressuposto que a razão é um atributo exclusivo do homem, e se constitui no valor máximo e determinante da finalidade das coisas. Para Aristóteles, o homem está no vértice de uma pirâmide natural, em que os minerais, que constituem a base servem os vegetais que, por conseguinte, servem os animais que, por sua vez, servem ao homem (Milaré & Coimbra 2004).

Essa cultura, tradicionalmente ocidental, vem, assim como a própria sociedade, evoluindo com o passar do tempo, e algumas formas alternativas de pensar o mundo também foram colocadas por diversos pensadores ao longo da história. Contudo, do ponto de vista ambiental, constata-se na sociedade moderna, como em nenhum outro momento, a presença de diversas alterações significativas na dinâmica de equilíbrio ecológico do planeta, em decorrência das intervenções humanas (Mittermeier & Scarano 2013). Esse cenário faz emergir alguns fatores que questionam essa forma de estar presente do homem perante a natureza, tais como a diminuição drástica dos recursos naturais, o crescimento de uma corrente de visão sistêmica, a contradição revelada pelo excesso de consumo de um lado, e pela miséria absoluta de outro, e a própria sobrevivência do homem colocada em risco devido ao avanço desmesurado da tecnologia (Milaré & Coimbra 2004).

Passou-se então, em meados do séc. XX, a se discutir os problemas socioambientais sob uma perspectiva interligada e interdependente. Considera-se que os principais problemas da sociedade contemporânea não podem mais ser analisados isoladamente (Aguar et al. 2011). Nesse contexto, surgiu a Biologia da Conservação,

ciência multidisciplinar que foi desenvolvida como resposta à atual crise de biodiversidade que o mundo atravessa (Soulé, 1985). A Biologia da Conservação apresenta uma abordagem teórica e geral para a proteção da diversidade biológica, na qual perspectivas de diferentes áreas do conhecimento são fundamentais para a construção de idéias e soluções (Soulé 1985).

Desde então, muitas iniciativas foram crescendo e se formando como estratégias estabelecidas para a conservação da biodiversidade. A mitigação do impacto oriundo das intervenções humanas sobre as espécies animais e vegetais é representado por uma das principais ferramentas para auxiliar políticas públicas, através da publicação das listas de espécies ameaçadas de extinção (Colyvan et al. 1999; Scarano & Martinelli 2010; Moraes & Martinelli 2013). O prejuízo que a extinção de espécies representa, e o próprio valor intrínseco de cada organismo, foram incorporados como pressuposto da biologia da conservação (Primack & Rodrigues 2008), e fazem parte dos paradigmas que emergiram na filosofia contemporânea (Morris 1990; Singer 1993).

Outra ferramenta consolidada para auxílio de políticas públicas é a identificação de áreas prioritárias para se direcionar os esforços para a conservação, uma vez que os recursos disponíveis são insuficientes para contemplar todas as áreas impactadas (Brooks et al. 2006; Wilson et al. 2006). Neste sentido, Myers et al. (2000) identificaram as 25 regiões mais importantes para o direcionamento de ações prioritárias para a conservação, com base na diversidade de espécies, grau de endemismo, e no percentual de perda da cobertura vegetal original de cada região, denominados de *Hotspots*. As regiões tropicais concentram as maiores taxas de riqueza de espécies do planeta e, invariavelmente, também apresentam altos níveis de degradação (Myers et al. 2000; Pimm et al. 1995). Estas regiões pertencem em sua maioria a países em desenvolvimento que, para se alavancarem ao grupo de países desenvolvidos, comprometem a sua biodiversidade em prol de um desenvolvimento estritamente econômico, e representam as áreas mais ameaçadas do planeta (Lugo, 1988).

O Brasil é um dos países megadiversos do mundo (Mittermeier et al. 2000), e por isso possui grande responsabilidade. O território brasileiro contempla grande parte da maior floresta tropical do mundo (Amazônia), dois *hotspots* de diversidade (Mata Atlântica e Cerrado), e a maior planície inundável do planeta (Pantanal) (Brandon et al. 2005). Apesar de toda essa riqueza, as políticas de desenvolvimento têm sido movidas

de acordo com interesses econômicos, o que ocasionou intensas taxas de degradação ambiental ao longo do país (Joly et al. 2014; Ribeiro et al. 2009; Fraga 2007). A Mata Atlântica pode ser considerada o bioma mais emblemático nesse cenário. A história de ocupação do bioma se confunde com a própria história da colonização européia no Brasil, e por isso herda uma série de alterações na sua paisagem e no uso do solo. Lugar onde se desenvolveram os principais ciclos econômicos e desenvolvimentistas do país, sua paisagem é reflexo destas atividades, onde grande parte da vegetação nativa foi convertida em paisagens agrícolas, industriais ou grandes centros urbanos (Galindo-Leal & Câmara, 2005).

O bioma é um dos ambientes de maior biodiversidade do planeta, e também um dos mais ameaçados (Mori et al. 1981; Myers et al. 2000). Atualmente estimam-se que restem menos de 12% de seus remanescentes florestais, distribuídos em pequenas, e muitas vezes, isoladas manchas (Ribeiro et al. 2009). Toda a paisagem do bioma se encontra extremamente fragmentada, causando severos efeitos sobre a biodiversidade (Ribeiro et al. 2009). O ritmo da perda de *habitat* e da fragmentação podem alterar as taxas demográficas das espécies (Tilman et al. 1994; Kuussaari et al. 2009; Metzger et al. 2009), causando declínios populacionais, e até extinções. Quando a extinção afeta grupos funcionais importantes, como uma espécie-chave, todo o ecossistema pode entrar em colapso à medida que outras espécies podem não conseguir exercer a mesma função, colocando em risco o funcionamento do ecossistema, e a diminuição drástica de sua diversidade (Pimm et al. 1995).

Atualmente 1.544 plantas ameaçadas ocorrem no bioma, sendo grande parte endêmica a essa porção do país (Martinelli & Moraes 2013). A perda de hábitat é a principal causa apontada como ameaça para as plantas, sendo a agricultura, a extração de recursos naturais e obras de infraestrutura e desenvolvimento os principais vetores de degradação da Mata Atlântica (Martinelli et al. 2013). Para alguns autores a conservação de remanescentes florestais em ambientes extremamente degradados nem sempre é suficiente para garantir a persistência e representatividade das espécies, sendo necessárias também ações de restauração (MEA 2005; Bowen et al. 2007). A Mata Atlântica se insere neste contexto, e ao reconhecermos a perda de *habitat* como ameaça principal às espécies, a restauração ecológica se torna a resposta imediata para contornar esta situação.

Restauração ecológica pode ser entendida como o processo para recuperar ecossistemas que sofreram algum tipo de perturbação (SER 2004). Sua prática tem sido associada a objetivos de conservação da biodiversidade (Crouzeilles et al. 2015; Tambosi et al. 2014; Menz et al. 2013; Noss et al. 2009), pois proporciona maior disponibilidade de habitat e a conectividade funcional. Estes fatores proporcionam o incremento populacional das espécies, à diversidade taxonômica e funcional do ecossistema, e favorecem o fluxo gênico e a dispersão das espécies através de manchas de habitat próximas, e, conseqüentemente, a dinâmica de (re)colonização dos *habitats* (Jacquemyn et al. 2003).

Diante do quadro de intensa degradação ambiental, a pergunta que segue orientando pesquisadores conservacionista é: Em quais espécies, ecossistemas e/ou áreas deveremos focar os esforços para a conservação? A resposta geralmente depende dos objetivos em questão. Alguns autores sugerem que ações de restauração sejam conduzidas em todas as paisagens alteradas (Crossman & Bryan 2009). Porém a falta de recursos financeiros para executar programas mais amplos limita as oportunidades, de modo que estudos que priorizem alvos biológicos ou áreas se tornam ferramentas fundamentais para a construção de políticas de conservação (Bottrill et al., 2008; Chazdon 2008).

Em regra geral, assume-se que paisagens com quantidade intermediária de *habitats* remanescentes ainda mantêm níveis altos de biodiversidade (Tambosi et al. 2014), apesar de também apresentar espécies em risco de extinção (Martensen et al. 2012; Pardini et al. 2010). Estas áreas, quando apresentam níveis intermediários de conectividade, são consideradas prioritárias para ações de restauração, devido a sua capacidade de resiliência. Neste caso, resiliência da paisagem é definida como a capacidade de recuperação da perda de espécies causados por distúrbios ambientais através da dispersão por *habitats* próximos (Tambosi et al. 2014). Paisagens com grande quantidade de remanescente florestal são consideradas capazes de se recuperar através de processos autogênicos, sem necessidade de intervenção humana, enquanto que paisagem extremamente degradadas apresentam pouca capacidade de resiliência, demandando assim muitos recursos e com pouca expectativa de sucesso (Tambosi et al. 2014). Dessa forma, paisagens de resiliência intermediária são as mais indicadas para ações de restauração pois demandam menos recursos financeiros e têm maiores chances de sucesso (Tambosi et al. 2014; Holl & Aide 2011).

A necessidade de restauração da Mata Atlântica se faz tão eminente que em 2009 foi criado o Pacto pela Mata Atlântica. A iniciativa, que tem a participação de atores de diversos segmentos da sociedade, objetiva restaurar 15 milhões de hectares até 2050 (Rodrigues et al. 2009). O cumprimento desta meta praticamente dobraria a área total de vegetação remanescente atual (Melo et al. 2013), reduzindo o risco de extinção sobre as espécies florestais mais sensíveis. Nesse contexto, a partir de uma demanda do Ministério do Meio Ambiente, Tambosi et al. (2014) desenvolveram uma metodologia robusta de planejamento espacial para ações de restauração em uma escala de atuação ampla. Os autores utilizaram métricas com base na capacidade de resiliência da paisagem para categorizá-la em três categorias distintas, com o objetivo de selecionar áreas que mesclassem menores custos para a implementação e benefícios biológicos evidentes.

Do ponto de vista biológico, uma forma de mitigar, e reverter, os impactos humanos na biodiversidade é a utilização das listas de espécies ameaçadas de extinção para a orientação de políticas públicas. Também como uma demanda do Ministério do Meio Ambiente, o instrumento normativo que estabelece a lista de espécies ameaçadas nacional – Pró-espécies – também prevê a elaboração, implementação e monitoramento de planos de ação – PAN – voltados para a recuperação das mesmas (MMA 2014). Para espécies vegetais os PAN's podem ser elaborados com o enfoque em uma única espécie (Martins et al. 2014), para grupos taxonômicos, como uma família botânica (Silva et al. 2011), ou ainda com o enfoque por áreas (Pougy et al. 2015), abrangendo assim uma gama de espécies que se encontram em um mesmo contexto geográfico e de ameaças. Desta maneira, ações de restauração podem ser previstas através dos PAN's, individualmente ou abrangendo uma gama de espécies, quando elaborados por grupo taxonômico ou área.

Diante do exposto, a restauração ecológica apresenta a potencialidade de atender tanto objetivos mais amplos, sob uma ótica de paisagem, quanto objetivos específicos, quando focada em espécies. E, no contexto da Mata Atlântica, ela se torna uma estratégia extremamente urgente e oportuna, pois tem a potencialidade de atender de uma única vez duas demandas governamentais, relacionadas ao Pacto da Mata Atlântica e aos Planos de Ação das espécies ameaçadas. Portanto, o presente trabalho teve como objetivo analisar se a escolha de áreas de resiliência intermediária para ações de restauração é uma ferramenta apropriada para a conservação de espécies ameaçadas.

Para isso, buscou-se responder a seguinte pergunta: A escolha de áreas de resiliência intermediária para ações de restauração contempla uma grande representatividade de espécies consideradas ameaçadas? Para responder a esta pergunta considerou-se que o incremento de cobertura vegetal resulta em benefícios para populações de espécies ocorrentes na área, mesmo que indiretamente. A área de estudo utilizada foi o Corredor Central da Mata Atlântica (CCMA), que se estende entre os estados do Espírito Santo e Bahia e é considerado uma área de extrema importância biológica, e todas as espécies de plantas ameaçadas a nível nacional (MMA 2014; Martinelli & Moraes 2013) com ocorrência no corredor foram consideradas.

Metodologia

1. Área de estudo

O Corredor Central da Mata Atlântica (CCMA) estende-se por todo o estado do Espírito Santo e pela região sul da Bahia, totalizando 8,5 milhões de hectares (figura 1). A região abriga uma alta riqueza biológica, com muitas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (Aguiar et al., 2005; Ayres et al., 2005; IPEMA, 2005). O CCMA abrange dois centros de endemismo, definidos de acordo com a área de distribuição de vertebrados (Müller, 1973; Kinzey, 1982; Costa et al., 2000; Silva et al., 2004), de borboletas (Tyler et al., 1994) e de plantas (Thomas et al., 1998; Prance, 1982; Soderstrom et al., 1988).

Na região ocorrem várias formações vegetacionais distintas, tais como florestas ombrófila, florestas semidecíduais, campos de altitude, restingas e manguezais. Entre o extremo sul da Bahia e o norte do Espírito Santo ocorrem uma das principais áreas de mata de tabuleiro do corredor, que se destaca devido à grande diversidade de espécies e a elevada densidade de lianas (Peixoto & Gentry 1990). O município de Uruçuca, Bahia, detém um dos maiores registros de riqueza de plantas por área, quando foram identificadas 458 espécies de árvores em apenas um hectare de floresta (Thomas et al., 1998). Na Estação Biológica de Santa Lúcia, em Santa Teresa, na região serrana do Espírito Santo, foram encontradas 443 espécies de árvores também em um único hectare (Thomaz e Monteiro, 1997). Além dessa notória diversidade, a região destaca-se ainda pela presença de diversos *táxons* tipicamente amazônicos associados à costa atlântica (Aguiar et al., 2005) e um grande número de novas espécies recentemente descritas de plantas (Sobral & Stehmann, 2009).

Não menos diversa, a fauna ocorrente no corredor também apresenta destaque. Só na costa do descobrimento, no litoral sul da Bahia, ocorrem aproximadamente 400 espécies de aves, sendo uma parte considerada ameaçada (Cordeiro 2003). Mais de 50% das aves endêmicas da Mata Atlântica ocorrem no CCMA (Cordeiro, 2003). Constantemente novas espécies tem sido descobertas para a região, incluindo um gênero novo (*Acrobatornis*) com ocorrência no sul do estado da Bahia (Aguiar et al. 2005). Da mesma forma, mais de 50% dos primatas endêmicos do bioma ocorrem no corredor, sendo a região sul da Bahia e das terras altas do Espírito Santo uma das poucas áreas onde ocorrem os seis gêneros de primatas conhecidos para o bioma (Pinto, 1994). Alguns exemplos de animais endêmicos e ameaçados da região são *Leontopithecus chrysomelas* (mico-leão-de-cara-dourada), *Cebus xanthosternos* (macaco-prego-de-peitoamarelo), *Chaetomys subspinosus* (ouriço-preto) (Fonseca et al., 1994), *Acrobatornis fonsecai* (graveteiro-acrobata) (Pacheco et al., 1996), *Synallaxis whitneyi* (Pacheco & Gonzaga, 1995) e *Phylloscartes beckeri* (Gonzaga & Pacheco, 1995).

O estado do Espírito Santo também concentra muitas espécies de fauna. No município de Santa Teresa foram identificadas 62 espécies de mamíferos não voadores, sendo 11 considerados oficialmente ameaçados de extinção (Passamani et al. 2000). O município contém, ao menos, 900 espécies de borboletas, sendo cinco ameaçadas de extinção (Brown & Freitas 2000). Cerca de 40% das espécies de mamíferos que ocorrem na Mata Atlântica estão presentes em Santa Teresa, com excessão dos morcegos. Já na Estação Biológica de Santa Lúcia foram identificadas 248 espécies de aves, pertencentes a 45 famílias, das quais oito são ameaçadas (Simon et al. 2000).

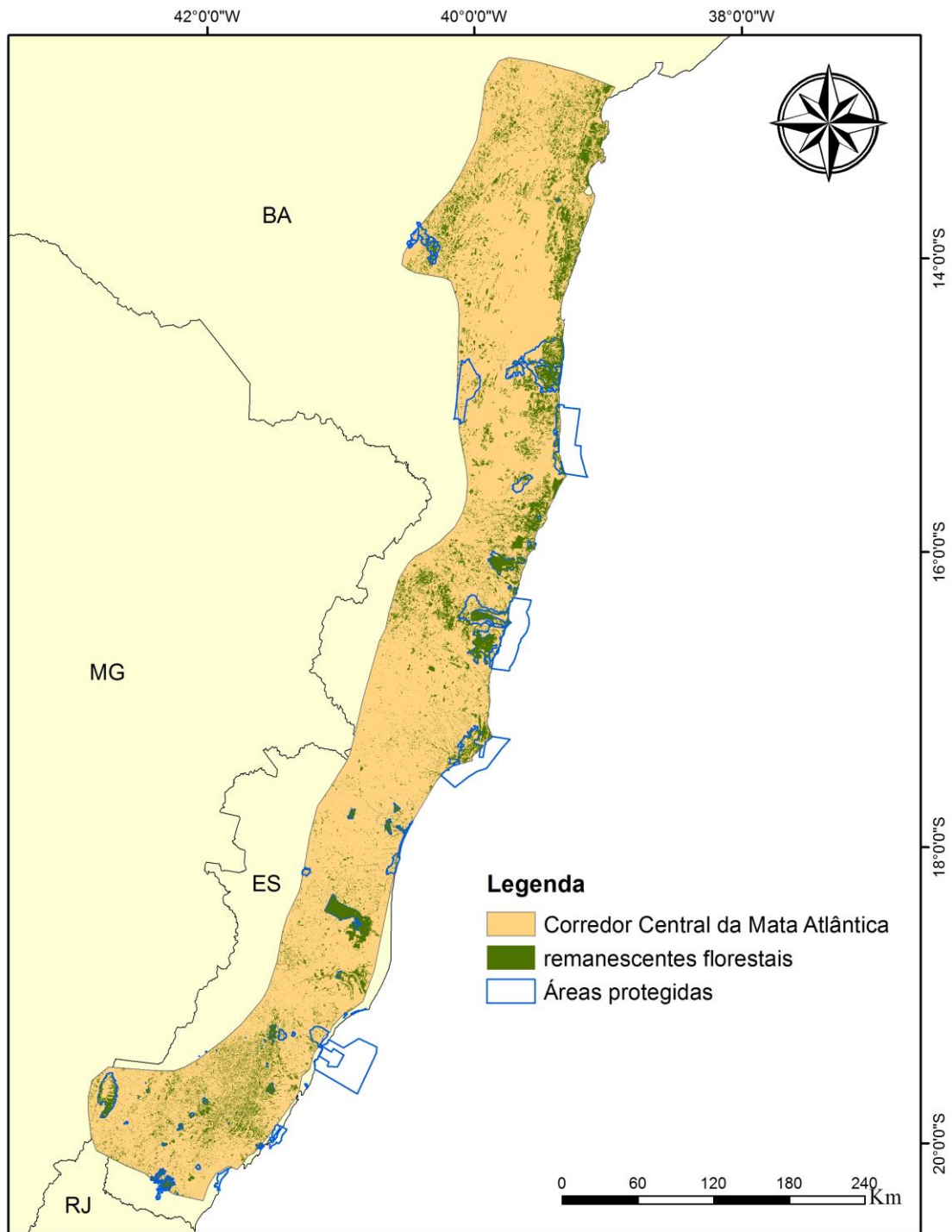


Figura 1. Distribuição espacial do Corredor Central da Mata Atlântica, seus remanescentes florestais e suas áreas protegidas.

2. Análise de dados

A análise de dados foi dividida em quatro etapas distintas, (1) determinação das unidades amostrais, (2) identificar as áreas de ocorrência e o grau de conservação da flora ameaçada de extinção ocorrente no Corredor Central da Mata Atlântica, (3)

identificar as áreas de resiliência intermediária no CCMA, e (4) analisar a relação entre as áreas de resiliência intermediária e as áreas de ocorrência da flora ameaçada.

Etapa 1

Inicialmente, toda a área do Corredor Central da Mata Atlântica foi dividida em 1.870 hexágonos iguais de 5.000 hectares de área. Alguns autores sugerem diferentes áreas para trabalhar com a paisagem, geralmente relacionando a capacidade de dispersão de animais entre manchas de vegetação. Contudo, estas informações variam de acordo com o estudo (Jackson & Fahrig 2012; Awade & Metzger 2008; Boscolo & Metzger 2009, 2011; Martensen et al. 2008, 2012; Banks-Leite et al. 2011; Pardini et al. 2010), quando não são, como na maioria das vezes, ausentes. Dessa forma, seguiu-se o valor adotado por Tambosi et al. (2014), que considerou esse valor indicado para trabalhar com espécies florestais.

Etapa 2

A etapa 1 consistiu na identificação da distribuição geográfica das plantas ameaçadas ocorrentes no CCMA, e na identificação do grau de conservação no qual estas espécies estão submetidas. Esta etapa foi considerada a inicial, pois, possibilita um melhor entendimento sobre o contexto de distribuição e conservação atual das espécies ameaçadas inseridas no corredor. O processamento dos dados foi realizado através do programa Arcgis 10.1.

Foram considerados todos os pontos de ocorrência das plantas ameaçadas utilizados para a publicação do Livro Vermelho (Martinelli & Moraes 2013). Esse banco de dados passou por processos de limpeza e validação (ver mais detalhes em Martinelli & Moraes 2013), e podem ser considerados a melhor informação geográfica disponível para essas espécies. Não foram compilados registros de ocorrência posteriores a publicação do livro vermelho, pois é desejável que os planos de ação das espécies ameaçadas sejam elaborados tão logo possível após a publicação da lista oficial, com o mesmo banco de dados utilizados para acessar o risco de extinção. Dessa maneira, o presente trabalho apresenta uma abordagem prática, na qual os planos de ação podem ser desenvolvidos simultaneamente com a avaliação do risco de extinção das espécies, quando ações de restauração forem a medida adequada.

As análises nessa etapa foram conduzidas separadamente para as espécies endêmicas ao corredor. Para a determinação do endemismo foi realizado um filtro espacial de todas as espécies que apresentavam registros de ocorrência restritos ao Corredor Central da Mata Atlântica. Após essa etapa, foram realizadas consultas a especialistas botânicos para fim de validação dos dados.

O cálculo de riqueza de espécies ameaçadas foi realizado de acordo com o *grid* das unidades amostrais para que a sobreposição de ambos os resultados fossem compatíveis entre si. Dessa forma, foi calculado o total de espécies ocorrentes por hexágono, a partir do cruzamento entre o *shapefile* de pontos de ocorrências das espécies listadas como ameaçadas em Martinelli & Moraes (2013) e o *shapefile* de hexágonos.

O grau de conservação das espécies foi mensurado a partir de uma análise simples de ocorrência nas unidades de conservação existentes no corredor. Todas as unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável com os dados espaciais disponíveis foram utilizadas. As espécies foram classificadas em dois grupos: (1) espécies protegidas em unidades de conservação; e (2) espécies não protegidas em unidades de conservação.

Foi considerado que a presença de uma espécie em qualquer unidade de conservação representa uma proteção legal, mesmo que mínima, em comparação com espécies que não apresentam ocorrência em UC's. Entretanto, é oportuno ressaltar que a ocorrência de uma espécie no interior de uma unidade de conservação não representa a garantia de que a espécie esteja livre de ameaçadas. No contexto da Mata Atlântica, áreas sem proteção legal estão sujeitas a todos os tipos de ameaças, muitas vezes eminentes, quando despertam interesses econômicos. Diante dessa perspectiva, foi considerado que a presença de uma unidade de conservação representa a proteção da área em longo prazo, mesmo reconhecendo as possíveis falhas e lacunas do sistema.

A manutenção ao longo dos anos da diversidade taxonômica e funcional está relacionada ao conceito de persistência (Margules & Pressey 2000), que é um conceito fundamental no planejamento para a conservação. O presente trabalho não teve como objetivo investigar a viabilidade populacional futura de cada espécie. Contudo, a persistência de cada espécie está intimamente relacionada a oferta de *habitat* adequado, presente na vegetação remanescente atual, e que pode ser multiplicado com as futuras

ações de restauração. Dessa forma, considerou-se aqui o “sucesso de restauração” como o incremento da cobertura vegetal nativa de cada área, e que o incremento de cobertura vegetal representa um maior disponibilidade de *habitats* em potencial, que, por fim, favorecerá a persistência das espécies relacionadas.

Etapa 2

A etapa 2, por sua vez, é composta por dois passos: (1) calcular a cobertura florestal e a conectividade da paisagem; (2) inferir sobre a resiliência da paisagem através da quantidade de fragmentos florestais e da conectividade mensurada no passo anterior. Esta etapa foi executada de acordo com a metodologia proposta por Tambosi et al. (2014). Os autores sugerem ainda um terceiro passo, referido a identificação de corredores ecológicos que apresentam maiores efeitos sobre o fluxo biológico na paisagem. Contudo, esta etapa não foi executada pois o objetivo do trabalho se relaciona as duas etapas iniciais.

O processamento dos dados foi realizado através do programa Arcgis 10.1 e do programa R. Após a preparação, os dados foram analisados através do programa ConeforSensinode 2.2 (Saura & Pascual-Hortal 2007).

Passo 1

Cada hexágono foi individualmente analisado quanto a cobertura vegetal remanescente e a conectividade da paisagem. Para a quantificação da cobertura vegetal foi utilizado o mapeamento realizado pela Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para o ano de 2012/2013, que identifica remanescentes florestais acima de 3 hectares de área em uma escala de 1:50.000. O mapeamento foi simplificado em duas classes principais: floresta e não-floresta, representando, respectivamente, *habitat* e não-*habitat*.

A análise foi realizada com base na teoria de grafos, que é um conjunto de nós que se conectam através de *links* (Urban & Keitt 2001). As manchas de *habitat* são representadas pelos nós, enquanto o link representa a conexão funcional entre um par de manchas. A utilização do grafo é recomendada devido a sua simplicidade de representação, robustez, poder preditivo, e alto potencial para incorporar atributos funcionais de conexão (Urban & Keitt 2001).

O índice utilizado foi o Índice Probabilidade de Conectividade – PC (Saura & Pascual-Hortal 2007). Ele descreve o grau de conectividade da paisagem e também de

cada fragmento, a partir da conectividade funcional e da quantidade de cobertura vegetal. A conectividade funcional é definida através do fluxo dos grupos biológicos selecionados entre as manchas de *habitat* com base em um raio de dispersão pré-estabelecido (Saura & Pascual-Hortal 2007). A escolha deste índice justifica-se pelo fato de ser apontado como um dos que melhor traduz as condições de conectividade funcional, evitando assim possíveis redundâncias nas informações geradas por outros índices (Baranyi et al. 2011), e por ser indicado quando o estudo possui menos de 5.000 nós (Tambosi et al. 2014).

O índice PC é baseado no conceito de disponibilidade de *habitat*, nas probabilidades de dispersão e na estrutura de grafo (Pascual-Hortal & Saura 2006). A disponibilidade de *habitat* representa a combinação entre os efeitos do tamanho e da qualidade dos *habitats*, e a relação espacial entre eles (Pascual-Hortal & Saura 2007). O tamanho e a qualidade do *habitat* são fatores determinantes para a viabilidade populacional das espécies (Nicholson & Possingham 2007), enquanto a configuração espacial influencia os padrões de deslocamento dos organismos, exercendo assim um papel fundamental para a dinâmica de (re)colonização das áreas (Hanski & Ovaskainen, 2000; Belisle, 2005).

O índice PC considera o modelo probabilístico de conexões, no qual a probabilidade de dispersão p_{ij} caracteriza a viabilidade de deslocamento entre manchas de *habitat* i e j (Pascual-Hortal & Saura 2007). A conectividade funcional é calculada através da capacidade de dispersão das espécies, que define a ligação entre duas manchas de *habitats*. Os valores encontrados para o índice variam entre 0 e 1. Quando duas manchas encontram-se completamente isoladas uma da outra ou com alguma barreira geográfica que impeça o deslocamento, então $PC = 0$. Já quando uma mancha pode ser alcançada através de outra mancha com a maior probabilidade, então $PC = 1$ (Pascual-Hortal & Saura 2007). Esse intervalo é encontrado quando o valor de atributo da paisagem é considerado na análise. O atributo da paisagem equivale a área total da unidade amostral, contudo, seu preenchimento é opcional (Pascual-Hortal & Saura 2007). Quando todas as unidades amostrais possuem o mesmo tamanho, não é necessário incluir o atributo da paisagem na análise. Neste caso, o valor final do índice é representado pelo PCnum, e não se restringe ao intervalo entre 0 e 1 (Pascual-Hortal & Saura 2007).

Para o cálculo do índice os valores de atributo da paisagem não foram considerados, pois todas as unidades amostrais possuem o mesmo tamanho. Foi utilizado 50% de probabilidade de dispersão entre 50 metros de áreas desflorestadas. A capacidade de dispersão foi baseada em informações biológicas de espécies de pássaros e pequenos mamíferos (Awade & Metzger 2008; Boscolo et al. 2008; Martensen et al. 2008), por serem espécies que podem apresentar boa capacidade de sobrevivência em ambientes fragmentados de floresta secundária (Martensen et al. 2008, 2012; Banks-Leite et al. 2011). O deslocamento realizado entre fragmentos por estes grupos taxonômicos garante também um fluxo indireto de plantas, por estes, em geral, exercerem a função de dispersores de sementes para espécies florestais. Logo, podemos assumir a premissa de que o deslocamento desses animais proporciona também o fluxo entre espécies vegetais.

Passo 2

De acordo com os resultados da etapa anterior, os hexágonos foram classificados em três categorias de paisagem: (1) *fonte de biodiversidade*, quando possuem grande quantidade de *habitat* ou quantidade intermediária de *habitat* com alto nível de conectividade, onde persiste grande biodiversidade independente de ações de restauração; (2) *paisagem de resiliência intermediária*, quando os hexágonos possuem quantidade intermediária de *habitat* e conectividade, e ainda apresenta alta biodiversidade, embora vulnerável a extinções locais; e (3) *paisagem com baixa resiliência*, quando os hexágonos possuem baixa quantidade de *habitat* e conectividade, com grande diminuição da biodiversidade, e demandam ações de restauração caras e com menor perspectiva de sucesso. A conceituação e critérios de categorização seguiram a metodologia adotada por Tambosi et al. (2014).

1. *Fontes de biodiversidade* foram as paisagens consideradas que possuíam mais de 60% de cobertura florestal, ou entre 40 e 60% de cobertura florestal e um valor PC acima da média encontrada para o intervalo estudado. Esse critério foi baseado no limiar de percolação, que considera ligações ortogonais e diagonais (59.3 e 40.7%, respectivamente; Stauffer 1985). Paisagens aleatórias nesta faixa de cobertura florestal devem ter uma probabilidade de percolação de 50%, e, conseqüentemente, são boas fontes de biodiversidade para a manutenção da conectividade estrutural.

2. *Paisagens com resiliência intermediária* foram aquelas que apresentaram entre 20 e 40% de cobertura florestal, ou seja, níveis intermediários de *habitat* e conectividade remanescentes, com algum nível de biodiversidade preservada, embora sujeita a extinções locais. Alguns autores sugerem que paisagens com 30% de cobertura florestal mantêm alta taxa de biodiversidade (Pardini et al. 2010; Martensen et al. 2012), particularmente para espécies de sensibilidade intermediária (Martensen et al. 2012), sendo, portanto, as paisagens mais apropriadas para o direcionamento de esforços para restauração (Pardini et al. 2010).

3. *Paisagens de baixa resiliência* foram aquelas que apresentaram menos de 20% de cobertura florestal. Alguns estudos empíricos sugerem que paisagens com 10% de cobertura florestal são pobres para oferecer *habitats* para espécies florestais, especialmente de sensibilidade intermediária e alta (Martensen et al. 2012). Em virtude destas características, a realização de ações de restauração nestas localidades são consideradas caras e com baixa chance de sucesso.

Para a condução do trabalho, foi assumido que *fontes de biodiversidade* devem ter também grande capacidade de resiliência e são capazes de recuperar-se por processos autogênicos, que *paisagens de resiliência intermediária* são consideradas as melhores opções (custo/benefício) para a conservação biológica (Tambosi et al. 2014), enquanto *paisagens de baixa resiliência* são pobres em biodiversidade (Tschardt et al. 2005; Pardini et al. 2010).

Etapa 3

Nesta etapa foi analisado o impacto que a restauração nas áreas de resiliência intermediária causariam sobre as plantas ameaçadas. Nesse ponto, foi considerado que o todo o incremento de cobertura vegetal nativa é positivo para a biodiversidade local, pois proporcionam maior disponibilidade de *habitat* potencial para as espécies. Para isso, foi quantificado o número de espécies ameaçadas ocorrentes por categoria da paisagem. Foram quantificadas as espécies listadas como ameaçadas para o estado do Espírito Santo, com base em Simonelli & Fraga (2007). A mesma análise foi conduzida em relação às espécies endêmicas, e sobre as três categorias de risco de extinção (Vulnerável – VU, Em Perigo – EN; e Criticamente em Perigo – CR), além de avaliado o número de ocorrência dessas espécies por categoria de paisagem e sua presença em UC's da região do CCMA.

Por fim, foi realizada uma análise de similaridade florística entre as áreas consideradas prioritárias para a restauração, com o intuito de analisar quão abrangente seria a restauração destes locais em termos de diversidade taxonômica, considerando a presença de espécies ameaçadas. A representatividade das áreas em termos taxonômicos e funcionais é um dos princípios fundamentais do planejamento sistemático para conservação (Margules & Pressey 2000), e deve ser considerada também para medidas de restauração (Nos et al. 2009). Para isso, foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard (Muller-Dombois & Ellenberg 1974), que expressa a semelhança entre ambientes, baseando-se no número de espécies comuns, variando de 0 (ausência total de similaridade) a 1 (total similaridade). Foi elaborada uma matriz de presença e ausência das espécies ameaçadas e nas unidades amostrais, e então procederam-se análises de similaridade e de agrupamento, através do pacote vegan do programa R (Oksanen 2011).

Resultados

Um total de 510 plantas ameaçadas ocorrem no CCMA. Cerca de 40% apresentam distribuição com ocorrência no estado da Bahia e 80% apresentam ocorrência para o Espírito Santo (Tabela 1). Deste total, 177 espécies, cerca de 35%, apresentam distribuição restrita ao corredor central, onde a maioria dessas também se encontram no Espírito Santo, que apresenta 65% das ocorrências, enquanto na Bahia encontram-se ca. de 27% e apenas ca. 8% distribuídas em ambos os estados. A distribuição das espécies é evidenciada pelo mapa de riqueza gerado para o CCMA, para as espécies com ocorrência ampla (Figuras 2) e distribuição restrita ao CCMA (Figura 3).

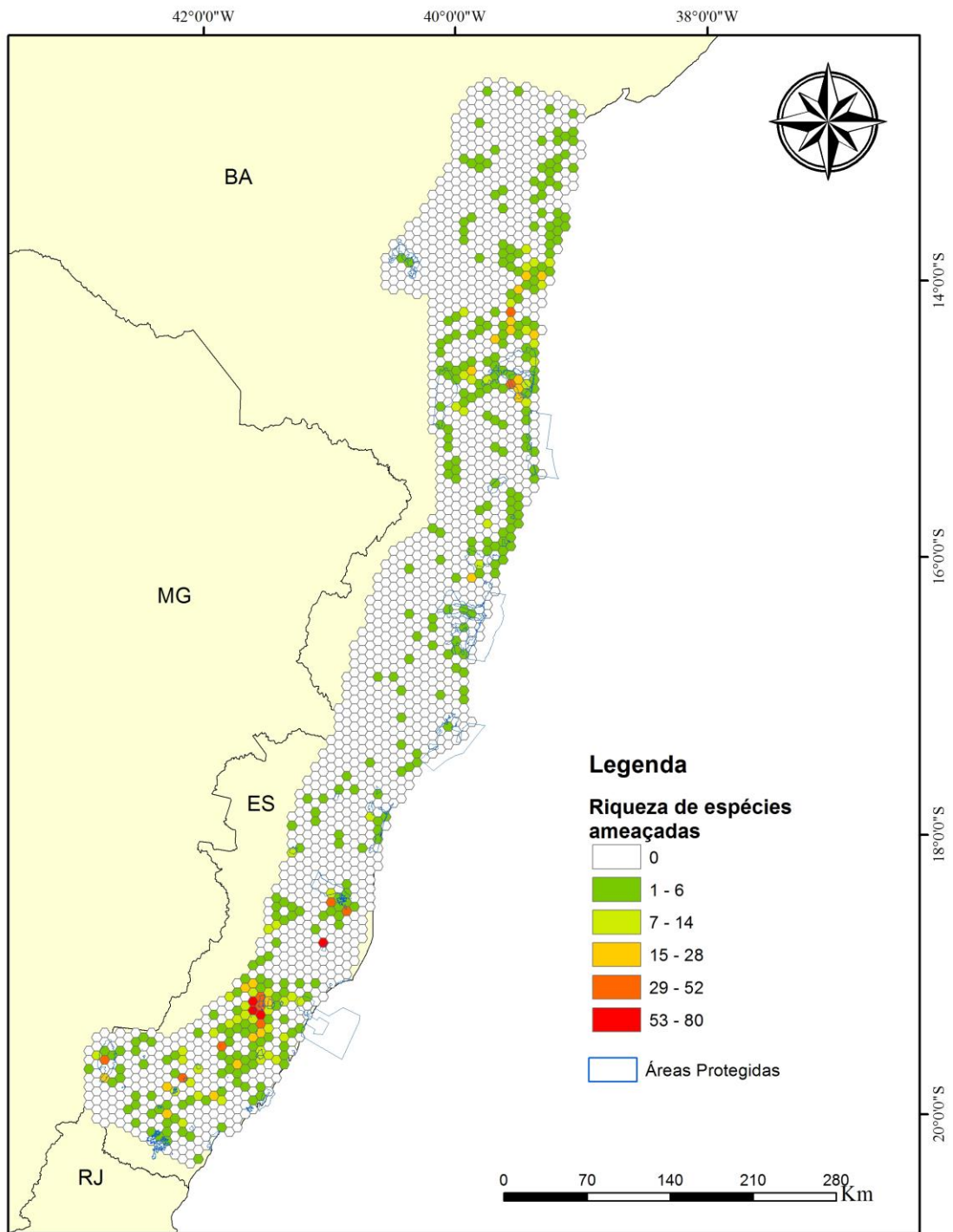


Figura 2. Riqueza de espécies ameaçadas ocorrentes no Corredor Central da Mata Atlântica.

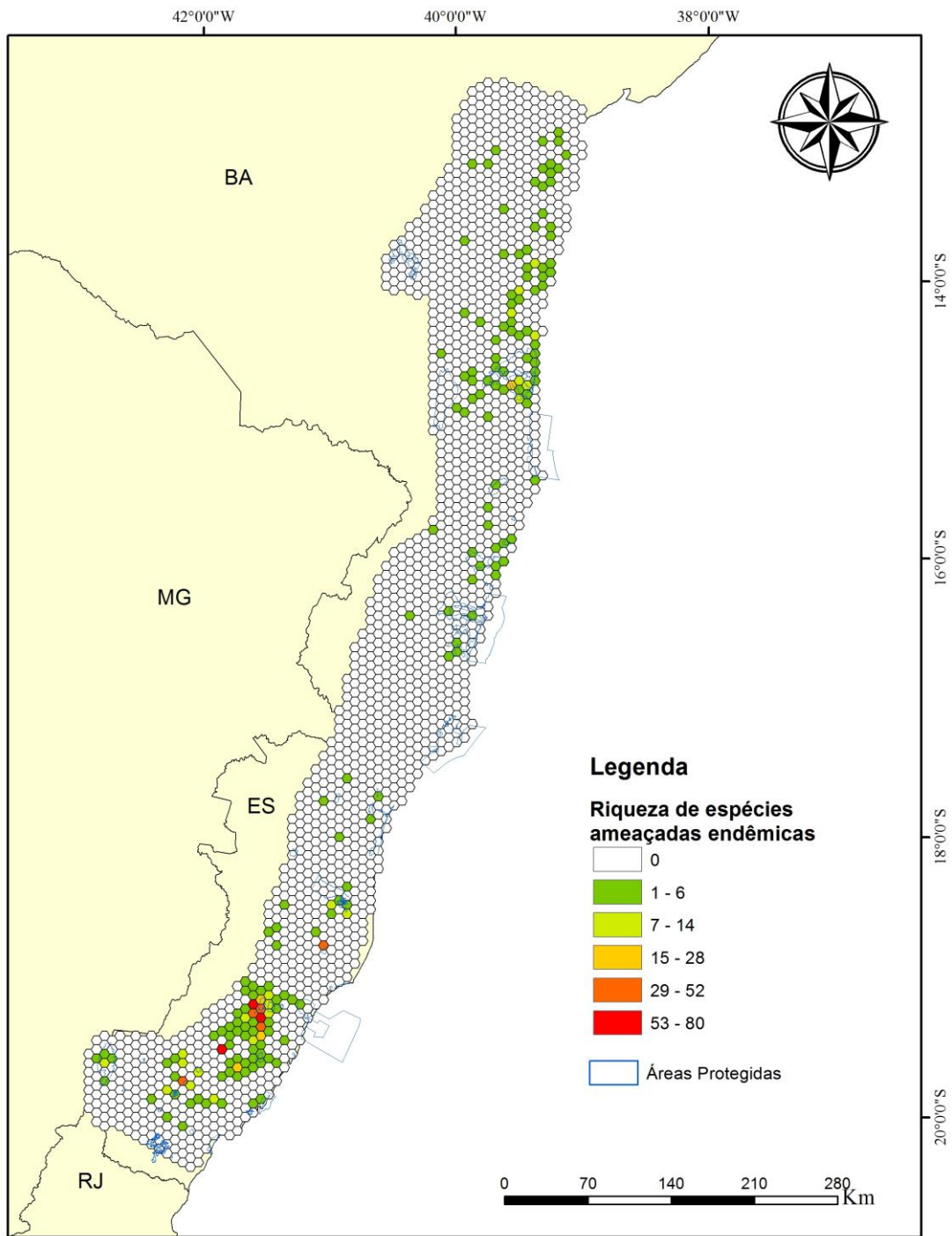


Figura 3. Riqueza de espécies ameaçadas endêmicas no Corredor Central da Mata Atlântica.

Tabela 1. Espécies ameaçadas de extinção ocorrentes no Corredor Central da Mata Atlântica (BR- Lista de espécies ameaçadas do Brasil (Martinelli & Moraes 2013); ES – Lista de espécies ameaçadas do Espírito Santo (Simonelli & Fraga 2007); CCMA – Corredor Central da Mata Atlântica; BR- Paisagens de baixa resiliência; FB- Paisagens fontes de biodiversidade; RI- Paisagens com resiliência intermediária; coletas- número de diferentes localidades de coletas onde o táxon foi localizado; UC's- presença em unidades de Conservação; Distribuição: Ampla- Mais de duas regiões geopolíticas do Brasil; Sudeste/Nordeste, Sudeste/Sul, Sudeste/C.-Oeste- Pelo menos mais de um estado em cada região.

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
ACANTHACEAE	<i>Aphelandra espirito-santensis</i>	Profice & Wassh.	EN	EN	Não	1	1		4	sim	ES
ACANTHACEAE	<i>Aphelandra margaritae</i>	E.Morren	VU	EN	Não	1	1	1	25	sim	ES,SP
ACANTHACEAE	<i>Aphelandra maximiliana</i>	(Nees) Benth.	EN	EN	Não	1		1	14	sim	ES
ACANTHACEAE	<i>Justicia clauseniana</i>	(Nees) Profice	EN	VU	Não			1	2	não	BA,ES
ACANTHACEAE	<i>Justicia genuflexa</i>	Nees & Mart.	VU	VU	Não	1	1		2	não	BA
ACANTHACEAE	<i>Odontonema dissitiflorum</i>	(Nees) Kuntze	EN	VU	Não			1	4	não	BA,ES
ACANTHACEAE	<i>Staurogyne carvalhoi</i>	Profice	VU	EN	Sim	1		1	8	não	ES,MG
ACANTHACEAE	<i>Staurogyne veronicifolia</i>	(Nees) Kuntze	EN		Sim	1		1	2	não	ES,RJ
ALISMATACEAE	<i>Sagittaria lancifolia</i>	L.	VU		Não	1		1	6	não	ES
ALSTROEMERIACEAE	<i>Alstroemeria capixaba</i>	M.C.Assis	CR	CR	Sim	1			1	não	ES
ALSTROEMERIACEAE	<i>Alstroemeria caryophyllaea</i>	Jacq.	EN		Não			1	1	não	Sudeste/Nordeste
AMARYLLIDACEAE	<i>Griffinia espiritensis</i>	Ravenna	EN	CR	Não	1	1	1	4	sim	ES
AMARYLLIDACEAE	<i>Griffinia gardneriana</i>	(Herb.) Ravenna	EN		Não	1			1	não	BA
AMARYLLIDACEAE	<i>Griffinia liboniana</i>	Morren	EN		Não	1			1	não	ES
AMARYLLIDACEAE	<i>Griffinia parviflora</i>	Ker Gawl.	CR		Sim	1			2	não	ES
AMARYLLIDACEAE	<i>Griffinia paubrasilica</i>	Ravenna	CR		Sim	1			2	não	ES
AMARYLLIDACEAE	<i>Hippeastrum brasilianum</i>	(Traub & J.L.Doran) Dutilh	EN		Sim		1	1	3	sim	ES
ANEMIACEAE	<i>Anemia blechnoides</i>	J.Sm.	VU		Não	1			1	não	ES,MG,RJ
ANNONACEAE	<i>Duguetia magnolioidea</i>	Maas	EN		Sim	1	1	1	5	sim	ES,RJ
ANNONACEAE	<i>Duguetia restingae</i>	Maas	CR		Sim			1	1	não	ES,RJ
ANNONACEAE	<i>Duguetia reticulata</i>	Maas	EN		Sim	1			2	não	ES,MG
ANNONACEAE	<i>Duguetia scottmorii</i>	Maas	CR		Sim	1	1		3	não	ES,MG
ANNONACEAE	<i>Duguetia sooretamae</i>	Maas	EN	EN	Sim	1	1		3	não	ES,RJ
ANNONACEAE	<i>Hornschurchia cauliflora</i>	Maas & Setten	EN		Sim	1		1	4	não	ES
ANNONACEAE	<i>Hornschurchia obliqua</i>	Maas & Setten	EN		Não	1	1	1	7	não	ES
APOCYNACEAE	<i>Ditassa arianeae</i>	Fontella & E.A.Schwarz	EN	CR	Não	1		1	3	sim	ES,MG
APOCYNACEAE	<i>Ditassa leonii</i>	Fontella & T.U.P.Konno	VU		Não		1	1	3	sim	BA
APOCYNACEAE	<i>Ditassa oberdanii</i>	Fontella & M.C.Alvarez	EN	CR	Sim	1	1	1	6	não	ES,MG

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
APOCYNACEAE	<i>Matelea bahiensis</i>	Morillo & Fontella	EN		Não	1	1	1	5	não	ES, MG
APOCYNACEAE	<i>Matelea santosii</i>	Morillo & Fontella	EN		Sim	1			2	não	ES, MG, RJ
APOCYNACEAE	<i>Oxypetalum leonii</i>	Fontella	EN		Não		1	1	4	sim	ES
ARACEAE	<i>Anthurium radicans</i>	K.Koch & Haage	VU	EN	Não	1	1		3	não	BA, ES
ARACEAE	<i>Anthurium xanthophylloides</i>	G.M.Barroso	VU	VU	Não	1		1	13	sim	ES
ARACEAE	<i>Heteropsis flexuosa</i>	(Kunth) G.S.Bunting	VU		Não	1	1	1	10	sim	ES
ARACEAE	<i>Philodendron spiritus-sancti</i>	G.S.Bunting	EN	CR	Sim			1	2	não	ES, MG, RJ, SP
ARALIACEAE	<i>Schefflera aurata</i>	Fiaschi	CR		Sim		1	1	6	sim	BA
ARECACEAE	<i>Bactris timbuiensis</i>	H.Q.B.Fern.	EN	VU	Sim		1	1	10	sim	Ampla
ARECACEAE	<i>Euterpe edulis</i>	Mart.	VU	VU	Não	1	1	1	60	sim	ES
ARECACEAE	<i>Lytocaryum insigne</i>	(Drude) Toledo	VU	VU	Não	1	1	1	14	sim	ES
ARECACEAE	<i>Syagrus macrocarpa</i>	Barb.Rodr.	EN	CR	Não	1		1	5	não	ES
ARECACEAE	<i>Syagrus picrophylla</i>	Barb.Rodr.	VU		Não	1		1	5	não	ES
ARECACEAE	<i>Syagrus ruschiana</i>	(Bondar) Glassman	VU	VU	Não	1			1	não	BA, ES, MG
ARISTOLOCHACEAE	<i>Aristolochia hypoglauca</i>	Kuhlmann	EN	EX	Sim	1		1	7	sim	BA
ASTERACEAE	<i>Chionolaena lychnophorioides</i>	Sch.Bip.	VU		Não			1	2	sim	ES
ASTERACEAE	<i>Cololobus longiangustatus</i>	(G.M.Barroso) H.Rob.	EN	VU	Não			1	3	não	ES, MG
ASTERACEAE	<i>Cololobus rupestris</i>	(Gardner) H.Rob.	EN	VU	Não	1		1	8	sim	ES, MG
ASTERACEAE	<i>Mikania additicia</i>	B.L.Rob.	EN		Não			1	1	não	ES, MG
ASTERACEAE	<i>Mikania argyreae</i>	DC.	VU		Não	1		1	5	não	ES, RJ
ASTERACEAE	<i>Mikania firmula</i>	Baker	VU	VU	Não	1	1	1	7	sim	BA, ES
ASTERACEAE	<i>Senecio caparaoensis</i>	Cabrera	EN		Sim			1	2	sim	BA, ES
ASTERACEAE	<i>Senecio graciellae</i>	Cabrera	EN	VU	Não	1		1	4	sim	ES, MG
ASTERACEAE	<i>Trixis glaziovii</i>	Baker	VU		Não			1	2	sim	ES, MG
ASTERACEAE	<i>Vernonanthura fagifolia</i>	(Gardner) H.Rob.	VU		Não	1			1	não	ES, RJ
ASTERACEAE	<i>Wunderlichia azulensis</i>	Maguire & G.M.Barroso	EN		Não	1			2	não	ES
BEGONIACEAE	<i>Begonia albidula</i>	Brade	EN	VU	Não	1	1	1	9	sim	ES
BEGONIACEAE	<i>Begonia altamiroi</i>	Brade	EN	EN	Não	1		1	2	sim	Sudeste/Sul
BEGONIACEAE	<i>Begonia apparicioi</i>	Brade	EN	EX	Não	1		1	3	não	Sudeste/Sul
BEGONIACEAE	<i>Begonia bahiensis</i>	A.DC.	EN	CR	Não	1	1	1	28	sim	BA
BEGONIACEAE	<i>Begonia besleriifolia</i>	Schott	EN	EX	Sim	1			7	não	BA
BEGONIACEAE	<i>Begonia coccinea</i>	Hook.	EN	CR	Não		1	1	5	sim	ES, MG, RJ
BEGONIACEAE	<i>Begonia crispula</i>	Brade	CR	CR	Sim	1			1	não	ES, MG, RJ
BEGONIACEAE	<i>Begonia curtii</i>	L.B.Sm. & B.G.Schub.	VU	EN	Não	1	1	1	10	sim	ES
BEGONIACEAE	<i>Begonia espiritosantensis</i>	E.L.Jacques & Mamede	EN	CR	Não	1		1	4	não	ES

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
BEGONIACEAE	<i>Begonia ibitiocensis</i>	E.L.Jacques & Mamede	EN	EN	Não	1			5	sim	Ampla
BEGONIACEAE	<i>Begonia inconspicua</i>	Brade	CR	EX	Sim	1		1	2	não	ES
BEGONIACEAE	<i>Begonia itaguassuensis</i>	Brade	EN	EN	Não	1	1	1	18	sim	ES,RJ
BEGONIACEAE	<i>Begonia kuhlmannii</i>	Brade	EN	EN	Não	1		1	8	não	ES
BEGONIACEAE	<i>Begonia polygonifolia</i>	A.DC.	EN	CR	Não	1			5	não	ES
BEGONIACEAE	<i>Begonia ruschii</i>	L.Kollmann	CR	CR	Sim	1		1	3	não	ES
BEGONIACEAE	<i>Begonia santoslimae</i>	Brade	EN	VU	Não	1		1	6	não	Sudeste/Norte
BEGONIACEAE	<i>Begonia smilacina</i>	A.DC.	EN	EX	Não	1	1	1	19	sim	ES,MG,RJ
BEGONIACEAE	<i>Begonia sylvatica</i>	Meisn. ex A.DC.	EN	EN	Sim	1	1	1	10	sim	ES
BERBERIDACEAE	<i>Berberis campos-portoi</i>	Brade	CR		Não			1	2	sim	BA,ES
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus arianae</i>	(A.H.Gentry) S.Grose	EN	EN	Não	1	1	1	3	não	ES,RJ
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus riococensis</i>	(A.H.Gentry) S.Grose	EN	EN	Sim	1	1		5	não	ES,RJ
BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda grandifoliolata</i>	A.H.Gentry	EN		Não	1	1	1	6	não	ES
BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda microcalyx</i>	A.H.Gentry	EN		Não	1		1	4	não	BA,ES
BIGNONIACEAE	<i>Paratecoma peroba</i>	(Record) Kuhlman.	EN	CR	Não	1	1	1	8	não	ES
BIGNONIACEAE	<i>Tabebuia cassinoides</i>	(Lam.) DC.	EN		Não	1	1	1	19	sim	ES
BIGNONIACEAE	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	(Vell.) Bureau ex Verl.	VU		Não	1	1	1	27	sim	Sudeste/Nordeste
BLECHNACEAE	<i>Blechnum sprucei</i>	C.Chr.	VU		Não			1	1	sim	Ampla
BROMELIACEAE	<i>Aechmea amicornum</i>	B.R. Silva & H. Luther	EN	EN	Sim	1		1	3	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Aechmea azurea</i>	L.B.Sm.	VU	VU	Sim	1		1	10	sim	ES,RJ,SP
BROMELIACEAE	<i>Aechmea castanea</i>	L.B.Sm.	EN		Não	1	1	1	24	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Aechmea depressa</i>	L.B.Sm.	EN		Sim	1	1	1	8	sim	BA
BROMELIACEAE	<i>Aechmea echinata</i>	(Leme) Leme	EN		Não	1	1	1	13	não	BA
BROMELIACEAE	<i>Aechmea fosteriana</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1		1	3	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Aechmea gustavoi</i>	J.A.Siqueira & Leme	CR		Não	1			1	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Aechmea macrochlamys</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Sim	1	1	1	17	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Aechmea mutica</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1	1	1	17	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Aechmea orlandiana</i>	L.B.Sm.	CR	CR	Sim			1	1	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Aechmea triangularis</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Sim	1	1	1	9	sim	Sudeste/Sul
BROMELIACEAE	<i>Aechmea vanhoutteana</i>	(Van Houtte) Mez	VU		Não			1	1	sim	BA
BROMELIACEAE	<i>Alcantarea benzingii</i>	Leme	CR	VU	Sim			1	1	sim	Sudeste/Nordeste
BROMELIACEAE	<i>Alcantarea vinicolor</i>	(E.Reitz) J.R.Grant	EN	VU	Sim		1	1	5	sim	ES,SP
BROMELIACEAE	<i>Araeococcus Montanus</i>	Leme	EN		Sim			1	1	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Canistropsis albiflora</i>	(L.B.Sm.) H.Luther & Leme	VU	VU	Sim	1		1	19	sim	BA,ES
BROMELIACEAE	<i>Canistrum camacaense</i>	Martinelli & Leme	EN		Sim	1		1	10	sim	BA

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
BROMELIACEAE	<i>Canistrum fosterianum</i>	L.B.Sm.	CR		Não	1			1	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Canistrum guzmanoides</i>	Leme	EN		Sim	1		1	4	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Canistrum montanum</i>	Leme	EN		Sim	1	1	1	6	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Canistrum triangulare</i>	L.B.Sm. & Reitz	EN	VU	Sim	1		1	15	sim	ES,SP
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus capitatus</i>	Leme	EN	EN	Sim	1		1	3	sim	ES,MG,RJ,SP
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus caulescens</i>	I.Ramírez	EN	VU	Sim		1	1	4	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus coriaceus</i>	Leme	EN	VU	Sim	1			2	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus exaltatus</i>	H.Luther	EN	EN	Sim	1		1	7	sim	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus fernseeoides</i>	Leme	CR	VU	Sim			1	1	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus maritimus</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1			1	não	Sudeste/Nordeste
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus odoratissimus</i>	Leme	EN	VU	Sim	1		1	5	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus pseudoscaposus</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não			1	5	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus roberto-kautskyi</i>	Leme	CR	VU	Sim			1	2	não	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus scaposus</i>	E.Pereira	EN	VU	Sim			1	5	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Cryptanthus whitmanii</i>	Leme	CR	VU	Sim			1	1	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Encholirium gracile</i>	L.B.Sm.	EN	CR	Não	1			2	não	Ampla
BROMELIACEAE	<i>Encholirium horridum</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1	1	1	12	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Hohenbergia castellanosii</i>	L.B.Sm. & R.W.Read	EN		Não		1	1	4	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Hohenbergia correia-araujoi</i>	E.Pereira & Moutinho	CR		Não	1			1	não	BA,ES
BROMELIACEAE	<i>Lymania alvimii</i>	(L.B.Sm. & R.W.Read) R.W.Read	EN		Sim	1	1		4	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Lymania azurea</i>	Leme	EN		Sim	1	1	1	10	sim	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Lymania brachycaulis</i>	(E.Morren ex Baker) L.F.Sousa	EN		Sim	1		1	5	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Lymania corallina</i>	(Brong. ex Beer) R.W.Read	EN		Não	1	1	1	14	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Lymania globosa</i>	Leme	EN		Sim	1	1	1	5	não	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Lymania spiculata</i>	Leme & Forzza	CR		Sim	1			2	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Neoregelia inexpectata</i>	Leme	EN	VU	Sim			1	2	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Neoregelia leprosa</i>	L.B.Sm.	VU		Não	1		1	6	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Neoregelia menescalii</i>	Leme	EN	VU	Sim			1	2	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Neoregelia ruschii</i>	Leme & B.R.Silva	EN	VU	Sim		1	1	5	sim	BA,ES
BROMELIACEAE	<i>Neoregelia sanguinea</i>	Leme	EN	VU	Não	1	1		3	não	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Nidularium ferrugineum</i>	Leme	CR	VU	Sim			1	2	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Nidularium kautskyianum</i>	Leme	EN	VU	Sim	1		1	10	sim	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Nidularium serratum</i>	Leme	VU	VU	Não	1	1	1	4	sim	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Nidularium utriculosum</i>	Ule	VU		Não			1	1	não	Sudeste/Nordeste
BROMELIACEAE	<i>Orthophytum duartei</i>	L.B.Sm.	EN	CR	Não	1		1	2	não	ES,MG

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
BROMELIACEAE	<i>Orthophytum foliosum</i>	L.B.Sm.	VU	VU	Não	1		1	14	sim	Sudeste/Sul
BROMELIACEAE	<i>Orthophytum fosterianum</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1		1	3	não	Sudeste/Sul
BROMELIACEAE	<i>Pitcairnia burle-marxii</i>	R.Braga & Sucre	CR	VU	Sim	1	1	1	4	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Pitcairnia decídua</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1	1	1	20	sim	Sudeste/Nordeste
BROMELIACEAE	<i>Portea alatisepala</i>	Philcox	VU		Sim	1	1	1	23	sim	BA,PE,SE
BROMELIACEAE	<i>Portea fosteriana</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1	1	1	10	sim	ES,MG,RJ
BROMELIACEAE	<i>Portea grandiflora</i>	Philcox	VU		Não	1	1	1	26	sim	BA
BROMELIACEAE	<i>Portea kermesina</i>	K.Koch	EN		Sim	1	1	1	8	não	BA
BROMELIACEAE	<i>Portea nana</i>	Leme & H.Luther	EN		Sim	1		1	2	não	BA,ES
BROMELIACEAE	<i>Quesnelia kautskyi</i>	C.M.Vieira	VU	VU	Não	1	1	1	29	sim	Sudeste/Sul
BROMELIACEAE	<i>Tillandsia heubergeri</i>	Ehlers	VU		Não		1	1	2	não	Sudeste/Nordeste
BROMELIACEAE	<i>Tillandsia kautskyi</i>	E.Pereira	VU	EN	Não	1	1	1	21	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Vriesea calimaniensis</i>	Leme & W.Till	CR	VU	Sim			1	2	não	ES
BROMELIACEAE	<i>Vriesea delicatula</i>	L.B.Sm.	VU	VU	Não	1	1	1	18	sim	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Vriesea funebris</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Não	1			4	não	ES,MG
BROMELIACEAE	<i>Vriesea gracilior</i>	(L.B.Sm.) Leme	VU	EN	Sim	1	1	1	19	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Vriesea harrylutheri</i>	Leme & G.K.Brown	CR	EN	Sim	1			2	não	BA
BROMELIACEAE	<i>Vriesea kautskyana</i>	E.Pereira & I.A.Penna	VU	VU	Não			1	6	não	BA,ES
BROMELIACEAE	<i>Vriesea menescalii</i>	E.Pereira & Leme	EN	EN	Não	1	1	1	6	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Vriesea racinae</i>	L.B.Sm.	EN	VU	Sim	1	1	1	6	sim	ES
BROMELIACEAE	<i>Vriesea wawraea</i>	Antoine	EN		Não			1	2	não	ES,RJ
BROMELIACEAE	<i>Vriesea weberi</i>	E.Pereira & I.A.Penna	CR	VU	Sim	1			3	não	ES
BURSERACEAE	<i>Protium bahianum</i>	Daly	EN		Não	1	1	1	21	sim	ES
BURSERACEAE	<i>Protium icariba var. talmonii</i>	Daly	EN		Sim		1	1	2	não	BA
BURSERACEAE	<i>Tetragastris occhionii</i>	(Rizzini) Daly	EN		Não	1	1	1	12	não	ES
BURSERACEAE	<i>Trattinnickia mensalis</i>	Daly	EN	EN	Sim	1		1	4	não	BA,ES
CACTACEAE	<i>Melocactus violaceus</i>	Pfeiff.	VU	VU	Não	1	1	1	9	sim	Sudeste/Sul
CACTACEAE	<i>Rhipsalis paradoxa subsp. septentrionalis</i>	N.P.Taylor & Barthlott	EN	EN	Sim	1			1	não	ES,MG,RJ
CACTACEAE	<i>Schlumbergera kautskyi</i>	(Horobin & McMillan) N.P.Taylor	EN	EN	Sim	1		1	2	não	ES,RJ
CACTACEAE	<i>Schlumbergera microsphaerica</i>	(K.Schum.) Hoebel	VU		Não	1	1	1	3	sim	BA
CALOPHYLLACEAE	<i>Kielmeyera occhioniana</i>	Saddi	EN	EN	Sim	1		1	2	não	ES
CAMPANULACEAE	<i>Lobelia hilaireana</i>	(Kanitz) E.Wimm.	EN		Não		1	1	4	sim	BA,ES,MG
CAMPANULACEAE	<i>Lobelia langeana</i>	DusÚn	EN		Não			1	1	sim	BA,ES
CELASTRACEAE	<i>Peritassa longifolia</i>	Lombardi	VU		Sim		1		1	sim	ES
CELASTRACEAE	<i>Peritassa sadleri</i>	Lombardi	CR		Não			1	1	não	Ampla

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
CELASTRACEAE	<i>Tontelea martiana</i>	(Miers) A.C.Sm.	EN		Não	1		1	3	não	BA
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia belemii</i>	Prance	VU	EN	Não	1	1	1	9	sim	ES
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia carautae</i>	Prance	EN	EN	Não	1	1		2	não	Sudeste/C.-Oeste
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia schottii</i>	Fritsch	EN		Não	1		1	5	sim	BA,ES
CHRYSOBALANACEAE	<i>Exellodendron gracile</i>	(Kuhl.) Prance	EN	EN	Não	1	1		3	sim	Sudeste/Nordeste
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella insignis</i>	Briq. ex Prance	EN		Não	1		1	15	sim	Sudeste/Nordeste
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella parviunguis</i>	Prance	CR		Sim			1	1	não	BA
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella santosii</i>	Prance	EN		Sim	1		1	5	sim	ES
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania arianaeae</i>	Prance	EN	EN	Não	1	1	1	4	não	ES
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania belemii</i>	Prance	EN	EN	Sim	1	1	1	10	sim	ES,RJ
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania indurata</i>	Pilg.	EN		Não			1	1	não	ES
CLUSIACEAE	<i>Clusia aemygdioi</i>	Gomes da Silva & B.Weinberg	EN	VU	Sim	1		1	13	não	ES,SP
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia parvifolia subsp. Rabelloana</i>	(Mattos) Alwan et Stace	VU		Não		1		1	não	BA
COMMELINACEAE	<i>Dichorisandra acaulis</i>	Cogn.	EN		Não	1	1	1	10	sim	ES
COMMELINACEAE	<i>Dichorisandra leucophthalmos</i>	Hook.	VU		Sim	1	1	1	14	não	ES,MG
COMMELINACEAE	<i>Dichorisandra neglecta</i>	Brade	CR	CR	Sim	1			1	não	BA,MT
CONNARACEAE	<i>Rourea cnestidifolia</i>	G.Schellenb.	EN		Não	1		1	3	não	ES
CYPERACEAE	<i>Hypolytrum amorimii</i>	M.Alves & W.W.Thomas	CR		Sim	1	1		7	sim	ES
CYPERACEAE	<i>Hypolytrum bahiense</i>	M.Alves & W.W.Thomas	EN		Sim	1	1	1	6	não	Sudeste/Sul
CYPERACEAE	<i>Hypolytrum lucennoi</i>	M.Alves & W.W.Thomas	VU		Não	1	1		6	sim	BA,ES
DICHAPETALACEAE	<i>Stephanopodium magnifolium</i>	Prance	CR		Não		1	1	4	não	ES
DICKSONIACEAE	<i>Dicksonia sellowiana</i>	Hook.	EN		Não	1		1	5	sim	BA
DILLENIACEAE	<i>Davilla macrocarpa</i>	Aymard	VU		Não	1		1	22	sim	BA,ES
DILLENIACEAE	<i>Doliocarpus lancifolius</i>	Kubitzki	EN	VU	Não	1	1	1	6	sim	ES
DIOSCOREACEAE	<i>Dioscorea loefgrenii</i>	R.Knuth	VU		Não			1	1	não	Sudeste/Nordeste
DRYOPTERIDACEAE	<i>Elaphoglossum acrocarpum</i>	(Mart.) T.Moore	VU	VU	Não			1	1	sim	ES
DRYOPTERIDACEAE	<i>Megalastrum wacketii</i>	(Rosenst. ex C.Chr.) A.R.Sm. & R.C.Moran	EN		Não	1			1	não	BA
ELAEOCARPACEAE	<i>Sloanea obtusifolia</i>	(Moric.) Schum.	EN	VU	Não	1	1	1	9	sim	ES,MG
ERICACEAE	<i>Gaylussacia caparoensis</i>	Sleumer	EN		Não	1	1	1	4	sim	BA,ES
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum compressum</i>	Peyr.	EN		Não	1	1	1	10	sim	ES
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum mattos-silvae</i>	Plowman	EN		Não	1	1	1	26	sim	ES
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum membranaceum</i>	Plowman	EN		Não	1			3	não	ES,MG,RJ,SP
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum petrae-caballi</i>	Plowman	VU		Não	1		1	2	não	BA,ES
EUPHORBIACEAE	<i>Algernonia dimitrii</i>	(Emmerich) G.L.Webster	CR	CR	Sim	1			4	não	ES,MG
EUPHORBIACEAE	<i>Chiropetalum gymnadenium</i>	(Müll.Arg.) Pax & K.Hoffm.	VU		Não	1			2	não	ES

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
EUPHORBIACEAE	<i>Croton leptobotryus</i>	Müll.Arg.	VU		Não	1			1	sim	ES
FABACEAE	<i>Apuleia leiocarpa</i>	(Vogel) J.F.Macbr.	VU		Não	1	1	1	15	sim	BA
FABACEAE	<i>Bauhinia integerrima</i>	Mart. ex Benth.	EN		Sim	1			4	não	ES,RJ
FABACEAE	<i>Caesalpinia echinata</i>	Lam.	EN	CR	Não	1	1	1	13	sim	BA
FABACEAE	<i>Dalbergia elegans</i>	A.M.Carvalho	VU	EN	Não	1	1	1	4	não	ES
FABACEAE	<i>Dalbergia nigra</i>	(Vell.) Allemão ex Benth.	VU		Não	1	1	1	29	sim	ES
FABACEAE	<i>Inga áptera</i>	(Vinha) T.D.Penn.	VU		Sim	1	1	1	6	sim	Sudeste/Nordeste
FABACEAE	<i>Inga grazielae</i>	(Vinha) T.D.Penn.	VU		Não	1	1	1	8	sim	ES
FABACEAE	<i>Inga pedunculata</i>	(Vinha) T.D.Penn.	CR		Sim	1			3	não	Sudeste/Nordeste
FABACEAE	<i>Inga pleiogyna</i>	T.D.Penn.	VU		Não	1	1	1	38	sim	ES,MG
FABACEAE	<i>Inga única</i>	Barneby & J.W.Grimes	VU		Não	1	1	1	8	sim	BA,ES,MG
FABACEAE	<i>Melanoxylon braúna</i>	Schott	VU	CR	Não	1	1	1	18	sim	ES,MG,RJ
FABACEAE	<i>Moldenhawera papillanthera</i>	L.P.Queiroz et al.	VU		Não	1	1	1	5	sim	ES
FABACEAE	<i>Swartzia linharensis</i>	Mansano	VU	EN	Não	1	1	1	7	não	BA,ES,MG
FABACEAE	<i>Zollernia magnífica</i>	A.M.Carvalho & Barneby	VU	VU	Sim	1	1	1	13	não	ES
GENTIANACEAE	<i>Prepusa viridiflora</i>	Brade	EN	EN	Sim		1	1	11	sim	MG
GESNERIACEAE	<i>Sinningia aghensis</i>	Chautems	EN	EN	Não	1		1	9	não	BA
GESNERIACEAE	<i>Sinningia kautskyi</i>	Chautems	VU	CR	Sim			1	2	não	BA
GESNERIACEAE	<i>Sinningia valsuganensis</i>	Chautems	EN	EN	Sim	1		1	16	não	MG,RJ,SC,SP
GESNERIACEAE	<i>Sinningia villosa</i>	Lindl.	EN	EN	Não	1		1	15	não	BA
GESNERIACEAE	<i>Vanhouttea leonii</i>	Chautems	EN		Não	1		1	4	sim	BA
GESNERIACEAE	<i>Vanhouttea pendula</i>	Chautems	EN		Não		1	1	4	sim	ES
HUMIRIACEAE	<i>Humiriastrum spiritu-sancti</i>	Cuatrec.	CR	VU	Sim		1	1	4	sim	Ampla
LAURACEAE	<i>Nectandra barbellata</i>	Coe-Teix.	VU		Não	1		1	4	não	ES
LAURACEAE	<i>Ocotea catharinensis</i>	Mez	VU		Não	1	1	1	16	sim	BA
LAURACEAE	<i>Ocotea confertiflora</i>	(Meisn.) Mez	VU	VU	Não		1		1	não	ES,RJ
LAURACEAE	<i>Ocotea cryptocarpa</i>	Baitello	EN	CR	Sim		1	1	10	sim	ES,MG
LAURACEAE	<i>Ocotea odorífera</i>	(Vell.) Rohwer	EN		Não	1	1	1	12	sim	BA
LAURACEAE	<i>Ocotea tabacifolia</i>	(Meisn.) Rohwer	EN		Não	1		1	3	não	ES
LAURACEAE	<i>Rhodostemonodaphne capixabensis</i>	Baitello & Coe-Teix.	EN	VU	Não	1	1		6	sim	BA,ES
LAURACEAE	<i>Williamodendron cinnamomeum</i>	van der Werff	CR	CR	Sim		1	1	6	não	BA,SP
LECYTHIDACEAE	<i>Cariniana ianeirensis</i>	R.Knuth	EN		Não	1			1	não	ES
LECYTHIDACEAE	<i>Cariniana legalis</i>	(Mart.) Kuntze	EN		Não	1	1	1	24	não	BA
LECYTHIDACEAE	<i>Cariniana parvifolia</i>	S.A.Mori et al.	EN	EN	Sim	1	1		2	não	Sudeste/Nordeste
LECYTHIDACEAE	<i>Couratari asterotricha</i>	Prance	EN	EN	Não	1	1	1	3	não	ES,RJ

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera alvimii</i>	S.A.Mori	EN		Não	1	1	1	19	sim	ES
LENTIBULARIACEAE	<i>Genlisea lobata</i>	Fromm	EN	VU	Não	1		1	7	sim	ES,RJ
LENTIBULARIACEAE	<i>Utricularia tridentata</i>	Sylvén	VU		Não		1		1	sim	ES,RJ
LOGANIACEAE	<i>Spigelia amplexicaulis</i>	E.F.Guim. & Fontella	EN		Não		1	1	3	não	BA
LYCOPODIACEAE	<i>Palhinhaea bradei</i>	(Herer) Holub	EN		Não			1	2	sim	ES
LYCOPODIACEAE	<i>Phlegmariurus christii</i>	(Silveira) B.Øllg.	EN		Não			1	1	não	ES
LYCOPODIACEAE	<i>Phlegmariurus martii</i>	(Wawra) B.Øllg.	EN	VU	Não	1		1	5	sim	BA,PB
MALPIGHIACEAE	<i>Banisteriopsis sellowiana</i>	(A.Juss.) B.Gates	VU	CR	Não	1			1	não	BA
MALPIGHIACEAE	<i>Bunchosia itacarensis</i>	W.R.Anderson	CR		Não	1			1	não	BA
MALPIGHIACEAE	<i>Bunchosia macilenta</i>	Dobson	VU	VU	Não	1	1	1	10	sim	ES
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima alvimii</i>	W.R.Anderson	VU	CR	Não		1	1	7	sim	Sudeste/Nordeste
MALPIGHIACEAE	<i>Diplopterys sepium</i>	(A.Juss.) W.R.Anderson & C.C.Davis	EN		Não	1			2	sim	ES,RJ
MALPIGHIACEAE	<i>Heladena multiflora</i>	(Hook. & Arn.) Nied.	EN	CR	Não	1			1	não	ES
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys admirabilis</i>	Amorim	EN	EN	Sim	1	1	1	11	sim	ES,MG,RJ,SP
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys bahiensis</i>	Nied.	CR	EN	Sim	1		1	2	não	BA
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys bullata</i>	Amorim	EN		Não	1			11	sim	BA,ES
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys capixaba</i>	Amorim	EN	EN	Sim	1	1	1	12	sim	BA
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys conformis</i>	W.R.Anderson	CR		Sim	1			4	não	Sudeste/C.-Oeste
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys megaptera</i>	A.Juss.	EN	CR	Não	1	1		3	sim	BA
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys oberdanii</i>	Amorim	VU	EN	Não	1	1	1	3	não	Sudeste/Nordeste
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys sanctorum</i>	W.R.Anderson	CR		Sim	1			5	sim	ES
MALPIGHIACEAE	<i>Hiraea bullata</i>	W.R.Anderson	VU	CR	Não		1		1	sim	ES,MG,RJ
MALPIGHIACEAE	<i>Mezia araujoi</i>	Nied.	EN	VU	Não	1		1	4	não	BA
MALPIGHIACEAE	<i>Peixotoa adenopoda</i>	C.E.Anderson	EN		Não	1			1	não	ES,SP
MALPIGHIACEAE	<i>Stigmaphyllon crenatum</i>	C.E.Anderson	EN		Não	1			1	não	BA
MALPIGHIACEAE	<i>Stigmaphyllon glabrum</i>	C.E.Anderson	CR		Sim	1		1	3	sim	Sudeste/Nordeste
MALVACEAE	<i>Pavonia spiciformis</i>	Krapov.	EN		Sim	1			1	não	ES
MARANTACEAE	<i>Goepertia tuberosa</i>	(Vell.) Borchs. & S.Suárez	EN	CR	Não	1			2	não	BA
MARANTACEAE	<i>Ischnosiphon ovatus</i>	K÷rn.	EN	EN	Não			1	2	não	BA
MARANTACEAE	<i>Maranta subterrânea</i>	J.M.A.Braga	VU	EN	Não	1		1	3	não	BA,ES
MARANTACEAE	<i>Sarante compósita</i>	(Link) K. Schum.	VU	VU	Não	1	1	1	9	não	ES
MELASTOMATAACEAE	<i>Bertolonia formosa</i>	Brade	CR	CR	Sim	1	1	1	3	não	ES,RJ
MELASTOMATAACEAE	<i>Bertolonia foveolata</i>	Brade	EN	CR	Sim	1	1		2	não	ES,RJ,SP
MELASTOMATAACEAE	<i>Huberia carvalhoi</i>	Baumgratz	EN		Sim	1	1	1	10	sim	BA
MELASTOMATAACEAE	<i>Huberia espiritosantensis</i>	Baumgratz	VU	EN	Não	1		1	31	sim	ES,MG,RJ

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
MELASTOMATACEAE	<i>Marcetia shepherdii</i>	A.B.Martins	EN		Não		1		2	não	ES
MELASTOMATACEAE	<i>Marcetia viscida</i>	Wurdack	VU		Não	1			1	não	ES,MG
MELASTOMATACEAE	<i>Meriania callophylla</i>	(Cham.) Triana	VU	VU	Sim	1	1	1	10	sim	Ampla
MELASTOMATACEAE	<i>Merianthera burlemarxii</i>	Wurdack	EN	CR	Não	1			1	sim	MG,RJ,SC,SP
MELASTOMATACEAE	<i>Merianthera pulchra</i>	Kuhlman	VU	CR	Não	1	1		5	sim	Ampla
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia capixaba</i>	R.Goldenb.	CR	EN	Sim			1	12	não	ES
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia setosociliata</i>	Cogn.	VU	VU	Não			1	4	sim	BA,ES
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina apparicioi</i>	Brade	EN	CR	Não		1	1	2	sim	BA,ES
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina boudetii</i>	P.J.F.Guim. & R.Goldenb.	VU	EN	Não		1	1	12	sim	ES
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina castellensis</i>	Brade	CR	CR	Sim		1	1	10	sim	ES
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina quartzophila</i>	Brade	EN	CR	Sim	1	1		3	não	ES,MG,RJ
MELIACEAE	<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.	VU		Não	1	1	1	7	sim	BA,ES
MELIACEAE	<i>Cedrela odorata</i>	L.	VU		Não	1	1		8	sim	ES,MG
MELIACEAE	<i>Swietenia macrophylla</i>	King	VU		Não	1			1	não	ES
MELIACEAE	<i>Trichilia blanchetii</i>	C.DC.	VU		Não	1			1	não	ES
MELIACEAE	<i>Trichilia florbranca</i>	T.D.Penn.	CR		Sim	1			2	não	ES
MELIACEAE	<i>Trichilia magnifoliola</i>	T.D.Penn.	EN		Não	1	1		4	sim	ES
MORACEAE	<i>Dorstenia hildegardis</i>	Carauta et al.	CR	CR	Sim			1	3	não	Sudeste/Nordeste
MYRISTICACEAE	<i>Virola bicuhyba</i>	(Schott ex Spreng.) Warb.	EN		Não	1	1	1	7	sim	BA,ES
MYRTACEAE	<i>Calyptanthus restingae</i>	Sobral	VU		Não			1	4	sim	ES,MG
MYRTACEAE	<i>Campomanesia espiritosantensis</i>	Landrum	CR	EN	Sim		1		1	não	ES,MG,RJ,SP
MYRTACEAE	<i>Campomanesia macrobracteolata</i>	Landrum	VU	EN	Não	1	1		3	não	BA
MYRTACEAE	<i>Eugenia itacarensis</i>	Mattos	EN		Sim	1	1	1	5	sim	BA
MYRTACEAE	<i>Eugenia pruinosa</i>	D.Legrand	EN		Não		1		1	não	ES,RJ
MYRTACEAE	<i>Eugenia vattimoana</i>	Mattos	VU		Não			1	1	não	ES
MYRTACEAE	<i>Myrcia diaphana</i>	(O.Berg) N.Silveira	VU		Não		1	1	2	sim	ES,MG
MYRTACEAE	<i>Myrcia follii</i>	G.M.Barroso & Peixoto	CR	VU	Sim		1	1	2	não	BA
MYRTACEAE	<i>Myrcia gilsoniana</i>	G.M.Barroso & Peixoto	CR	EN	Sim		1		1	não	BA,MG
MYRTACEAE	<i>Myrcia isaiana</i>	G.M.Barroso & Peixoto	EN	EN	Não	1	1		3	sim	BA
MYRTACEAE	<i>Myrcia lima</i>	G.M.Barroso & Peixoto	EN	VU	Sim	1	1		2	sim	MG,RJ,PR,SP
MYRTACEAE	<i>Myrcia lineata</i>	(O.Berg) Nied.	EN		Não	1	1	1	4	sim	ES
MYRTACEAE	<i>Myrcia riadocensis</i>	G.M.Barroso & Peixoto	CR	EN	Não			1	1	não	Ampla
MYRTACEAE	<i>Neomitranthes langsdorffii</i>	(O.Berg) Mattos	EN		Não	1	1	1	9	sim	ES,MG
MYRTACEAE	<i>Neomitranthes obtusa</i>	Sobral & Zambom	EN	EN	Não	1	1		4	sim	BA,ES
MYRTACEAE	<i>Neomitranthes sctictophylla</i>	(G.M.Barroso & Peixoto) M.Souza	EN	EN	Não		1		2	sim	ES,MG

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
MYRTACEAE	<i>Plinia callosa</i>	Sobral	EN		Não	1	1	1	17	sim	BA,ES
MYRTACEAE	<i>Plinia edulis</i>	(Vell.) Sobral	VU		Não			1	1	não	ES
MYRTACEAE	<i>Plinia muricata</i>	Sobral	EN		Sim	1		1	3	sim	BA
MYRTACEAE	<i>Plinia rara</i>	Sobral	EN		Não	1		1	4	não	Sudeste/Sul
MYRTACEAE	<i>Plinia renatiana</i>	G.M.Barroso & Peixoto	EN	EN	Sim		1	1	5	não	ES,RJ
MYRTACEAE	<i>Siphoneugena kuhlmannii</i>	Mattos	VU		Não			1	2	sim	Ampla
ORCHIDACEAE	<i>Acianthera heringeri</i>	(Hoehne) F.Barros	CR	CR	Sim			1	2	sim	ES,RJ
ORCHIDACEAE	<i>Acianthera langeana</i>	(Kraenzl.) Pridgeon & M.W.Chase	EN		Não			1	1	não	Ampla
ORCHIDACEAE	<i>Acianthera papillosa</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase	VU	CR	Não			1	1	não	ES,RJ
ORCHIDACEAE	<i>Anathallis colnagoi</i>	(Pabst) F.Barros & L.Guimarães	CR	CR	Sim			1	1	não	Sudeste/Sul
ORCHIDACEAE	<i>Anathallis gehrtii</i>	(Hoehne & Schltr.) F.Barros	VU	CR	Não	1	1		2	sim	Ampla
ORCHIDACEAE	<i>Anathallis tigridentis</i>	(Loefgr.) F.Barros & Barberena	VU	CR	Não		1		1	sim	BA,PA
ORCHIDACEAE	<i>Baptistonia kautskyi</i>	(Pabst) Chiron & V.P.Castro	EN	CR	Sim	1	1	1	6	não	ES
ORCHIDACEAE	<i>Bifrenaria wittigii</i>	(Rchb.f.) Hoehne	EN	EN	Não			1	1	não	BA
ORCHIDACEAE	<i>Brasilela grandis</i>	(Lindl. & Paxton) Gutfreund	VU	CR	Não	1	1	1	21	não	BA,ES
ORCHIDACEAE	<i>Brasilela perrinii</i>	(Lindl.) Campacci	VU	CR	Não	1		1	8	não	BA,ES,MG
ORCHIDACEAE	<i>Brasilela tenebrosa</i>	(Rolfe) Campacci	EN	CR	Não	1	1	1	18	sim	Ampla
ORCHIDACEAE	<i>Brasilela xanthina</i>	(Lindl.) Campacci	EN	VU	Sim	1	1	1	51	sim	ES
ORCHIDACEAE	<i>Brasiliorchis schunkeana</i>	(Campacci & Kautsky) R.B.Singer et al.	EN	CR	Sim	1		1	3	não	ES
ORCHIDACEAE	<i>Brassia arachnoidea</i>	Barb.Rodr.	VU	VU	Sim	1		1	7	não	ES
ORCHIDACEAE	<i>Bulbophyllum arianae</i>	Fraga & E.C.Smidt	CR	CR	Sim	1			1	sim	Ampla
ORCHIDACEAE	<i>Bulbophyllum boudetianum</i>	Fraga	EN	EN	Sim	1		1	6	não	BA,ES,MG
ORCHIDACEAE	<i>Bulbophyllum kautskyi</i>	Toscana	VU	EN	Não		1	1	4	não	ES
ORCHIDACEAE	<i>Catasetum mattosianum</i>	Bicalho	EN	CR	Não	1		1	2	não	BA
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya aelandiae</i>	Lindl.	VU		Não	1		1	2	não	BA,ES
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya granulosa</i>	Lindl.	VU		Não	1		1	2	não	Sudeste/Nordeste
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya guttata</i>	Lindl.	VU	VU	Não	1		1	9	sim	ES
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya harrisoniana</i>	Batem. ex Lindl.	VU	VU	Não	1	1	1	3	sim	ES
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya labiata</i>	Lindl.	VU		Não	1	1	1	4	sim	BA
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya schilleriana</i>	Rchb.f.	EN	CR	Não	1		1	6	não	BA
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya schofieldiana</i>	Rchb.f.	CR	CR	Sim			1	1	não	MG,RJ
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya tigrina</i>	A.Rich.	VU		Não	1		1	4	sim	BA
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya velutina</i>	Rchb.f.	VU	CR	Não			1	1	não	ES
ORCHIDACEAE	<i>Cattleya warneri</i>	T.Moore	VU	CR	Não	1		1	5	não	BA,PE
ORCHIDACEAE	<i>Centroglossa castellensis</i>	Brade	CR	EN	Sim			1	2	sim	Sudeste/Nordeste

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição	
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's		
ORCHIDACEAE	<i>Cirrhaea longiracemosa</i>	Hoehne	VU	EN	Não			1	3	sim	Ampla	
ORCHIDACEAE	<i>Coppensia majevskyi</i>	(Toscano & V.P.Castro) Campacci	EN	VU	Não			1	2	não	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Dichaea mosenii</i>	Cogn.	VU	EN	Não		1	1	5	não	BA,SE	
ORCHIDACEAE	<i>Dryadella susanae</i>	(Pabst) Luer	CR	CR	Sim			1	1	não	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Dungsia harpophylla</i>	(Rchb.f.) Chiron & V.P.Castro	VU	VU	Não		1	1	16	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Dungsia kautskyi</i>	(Pabst) Chiron & V.P.Castro	CR	CR	Sim			1	1	não	BA,ES	
ORCHIDACEAE	<i>Encyclia bragancae</i>	Ruschi	EN	VU	Sim			1	2	sim	BA,ES	
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum robustum</i>	Cogn.	VU	VU	Não			1	2	não	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum zappii</i>	Pabst	EN	CR	Não	1		1	2	não	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Grandiphyllum divaricatum</i>	(Lindl.) Docha Neto	VU		Não	1	1	1	5	sim	Sudeste/Sul	
ORCHIDACEAE	<i>Habenaria achalensis</i>	Kraenzl.	VU		Não			1	2	sim	Sudeste/Sul	
ORCHIDACEAE	<i>Hadrolaelia alaori</i>	(Brieger & Bicalho) Chiron & V.P.Castro	CR		Sim			1	1	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Hadrolaelia jongheana</i>	(Rchb.f.) Chiron & V.P.Castro	EN		Não	1		1	3	sim	Sudeste/Sul	
ORCHIDACEAE	<i>Hadrolaelia pumila</i>	(Hook.) Chiron & V.P.Castro	VU	CR	Não		1	1	8	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Hadrolaelia pygmaea</i>	(Pabst) Chiron & V.P.Castro	EN	EN	Sim			1	1	5	sim	ES
ORCHIDACEAE	<i>Hadrolaelia wittigiana</i>	(Barb.Rodr.) Chiron & V.P.Castro	EN	CR	Não	1	1	1	6	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Hoehneella heloisae</i>	Ruschi	CR	CR	Sim		1	1	3	sim	Ampla	
ORCHIDACEAE	<i>Hoffmannseggella gloedeniana</i>	(Hoehne) Chiron & V.P.Castro	CR	CR	Sim	1			1	não	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Hoffmannseggella kautskyana</i>	V.P.Castro & Chiron	CR	CR	Sim			1	1	não	ES,RJ	
ORCHIDACEAE	<i>Hoffmannseggella mixta</i>	(Hoehne) Chiron & V.P.Castro	EN	CR	Não	1		1	6	sim	ES,RJ	
ORCHIDACEAE	<i>Houlletia brocklehurstiana</i>	Lindl.	EN	EN	Não		1	1	3	sim	Ampla	
ORCHIDACEAE	<i>Lophiaris schwambachiae</i>	(V.P.Castro & Toscano) Braem	VU	VU	Sim	1			1	não	BA,ES	
ORCHIDACEAE	<i>Masdevallia discoidea</i>	Luer & Würstle	CR	CR	Sim			1	2	não	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Myoxanthus ruschii</i>	Fraga & L.Kollmann	CR	VU	Sim		1	1	4	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Myoxanthus seidelii</i>	(Pabst) Luer	CR	EN	Sim			1	2	sim	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Notylia microchila</i>	Cogn.	EN	VU	Sim			1	1	não	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Octomeria chamaeleptotes</i>	Rchb.f.	VU		Não			1	1	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Octomeria geraensis</i>	Barb.Rodr.	VU		Não	1			1	sim	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Octomeria lichenicola</i>	Barb.Rodr.	EN		Não			1	1	não	ES,MG,RJ	
ORCHIDACEAE	<i>Octomeria truncicola</i>	Barb.Rodr.	VU		Não		1	1	3	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Pabstia jugosa</i>	(Lindl.) Garay	EN	CR	Não	1		1	4	sim	Sudeste/Nordeste	
ORCHIDACEAE	<i>Pabstia schunkiana</i>	V.P.Castro	CR	CR	Sim			1	1	não	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Pabstiella castellensis</i>	(Brade) Luer	CR	EX	Sim			1	1	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Pabstiella conspersa</i>	(Hoehne) Luer	EN	CR	Não		1		1	não	Sudeste/Nordeste	
ORCHIDACEAE	<i>Pabstiella garayi</i>	(Pabst) Luer	CR	CR	Sim			1	1	sim	ES	

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição	
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's		
ORCHIDACEAE	<i>Pabstiella lingua</i>	(Lindl.) Luer	EN	CR	Não		1	1	2	sim	BA,ES	
ORCHIDACEAE	<i>Pabstiella ruschii</i>	(Hoehne) Luer	CR	CR	Sim			1	4	não	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Phymatidium geiselii</i>	Ruschi	EN	CR	Não		1		1	sim	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Phymatidium glaziovii</i>	Toscano	VU	CR	Não			1	1	não	ES,RJ,SP	
ORCHIDACEAE	<i>Polystachya rupicola</i>	Brade	CR	CR	Sim			1	3	sim	BA,ES	
ORCHIDACEAE	<i>Pseudolaelia canaanensis</i>	(Ruschi) F.Barros	VU	VU	Não			1	6	não	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Pseudolaelia citrina</i>	Pabst	EN	CR	Não	1		1	7	sim	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Pseudolaelia dutrae</i>	Ruschi	VU	VU	Não	1		1	8	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Rauhiella Silvana</i>	Toscano	EN	CR	Não			1	1	não	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Saundersia paniculata</i>	Brade	VU	EN	Não	1		1	2	não	ES,MG,RJ,SP	
ORCHIDACEAE	<i>Scuticaria kautskyi</i>	Pabst	CR	CR	Não		1		1	sim	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Trichopilia santoslimae</i>	Brade	CR	CR	Não		1		1	sim	ES,PR	
ORCHIDACEAE	<i>Vanilla dietschiana</i>	Edwall	VU	EN	Não			1	2	não	Ampla	
ORCHIDACEAE	<i>Vanilla dúbia</i>	Hoehne	EN	EN	Não	1		1	5	não	ES	
ORCHIDACEAE	<i>Zygopetalum pabstii</i>	Toscano	EN	CR	Não	1			1	não	BA	
ORCHIDACEAE	<i>Zygostates linearisepala</i>	(Senghas) Toscano	CR	CR	Sim			1	1	não	ES,MG,RJ,SP	
OROBANCHACEAE	<i>Agalinis bandeirensis</i>	Barringer	CR	CR	Sim	1	1	1	7	sim	ES,RJ,SP	
OROBANCHACEAE	<i>Nothochilus coccineus</i>	Radlk.	EN	CR	Não		1	1	2	sim	ES,RJ	
OXALIDACEAE	<i>Oxalis bela-vitoriae</i>	Lourteig	CR		Sim			1	1	sim	ES,MG,SP	
OXALIDACEAE	<i>Oxalis blackii</i>	Lourteig	CR	EN	Não	1			1	não	BA,ES	
OXALIDACEAE	<i>Oxalis clausenii</i>	Lourteig	CR	VU	Sim			1	4	não	ES	
OXALIDACEAE	<i>Oxalis doceana</i>	Lourteig	CR	EN	Sim			1	1	não	Sudeste/Nordeste	
OXALIDACEAE	<i>Oxalis impatiens</i>	Vell.	EN	EN	Não		1		1	não	ES	
OXALIDACEAE	<i>Oxalis kuhlmannii</i>	Lourteig	CR	EN	Não	1			1	não	Sudeste/Nordeste	
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora margaritae</i>	Sacco	EN		Não		1	1	2	sim	BA	
PENTAPHYLACACEAE	<i>Ternstroemia cuneifolia</i>	Gardner	VU		Não			1	1	2	sim	ES
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus gladiatus</i>	Müll.Arg.	VU		Não			1	1	não	Ampla	
PICRAMNACEAE	<i>Picramnia coccinea</i>	W.W.Thomas	EN		Sim	1	1	1	5	sim	ES,MG,RJ	
PIPERACEAE	<i>Peperomia rostulatiformis</i>	Yunck.	EN	CR	Não	1			2	não	ES,RJ	
PIPERACEAE	<i>Peperomia suboppositifolia</i>	Yunck.	EN	CR	Não			1	2	sim	BA	
PIPERACEAE	<i>Piper barretoii</i>	Yunck.	EN		Não	1			1	não	BA	
PIPERACEAE	<i>Piper carautensei</i>	E.F.Guim. & Carv.-Silva	EN		Sim	1	1	1	16	sim	BA	
PIPERACEAE	<i>Piper casteloense</i>	Yunck.	EN	CR	Sim			1	2	sim	BA,MG	
PIPERACEAE	<i>Piper duartei</i>	E.F.Guim. & Carv.-Silva	VU		Não	1	1	1	9	sim	BA,ES	
PIPERACEAE	<i>Piper juliflorum</i>	Nees & Mart.	EN	EN	Não	1		1	2	não	BA,ES	

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
PIPERACEAE	<i>Piper laevicarpum</i>	Yunck.	EN	VU	Não		1	1	16	sim	Ampla
PLANTAGINACEAE	<i>Achetaria caparaoense</i>	(Brade) V.C.Souza	CR	CR	Sim			1	2	sim	ES
PLANTAGINACEAE	<i>Stemodia harleyi</i>	B.L.Turner	VU	EN	Não	1			1	não	ES,SP
POACEAE	<i>Anomochloa marantoidea</i>	Brongn.	EN		Sim	1		1	5	sim	Sudeste/Nordeste
POACEAE	<i>Chascolytrum brasiliense</i>	(Nees ex Steud.) Essi, Longhi-Wagner & Souza-Chies	EN		Não			1	1	sim	BA,ES
POACEAE	<i>Chusquea attenuata</i>	(Döll) L.G. Clark	EN		Não	1		1	4	não	BA
POACEAE	<i>Chusquea baculifera</i>	Silveira	CR		Não	1		1	7	sim	ES,MG,RJ,SP
POACEAE	<i>Chusquea pulchella</i>	L.G.Clark	EN		Não			1	1	sim	BA
POACEAE	<i>Diandrolyra tatianae</i>	Soderstr. & Zuloaga	EN		Não	1		1	8	não	ES,RJ
POACEAE	<i>Lithachne horizontalis</i>	Chase	EN		Não	1			1	não	Sudeste/Nordeste
POACEAE	<i>Olyra latispicula</i>	Soderstr. & Zuloaga	CR		Sim		1		2	sim	ES,MG
POACEAE	<i>Parianella carvalhoi</i>	(R.P. Oliveira & Longhi-Wagner) F.M. Ferreira & R.	CR		Sim			1	1	sim	BA
POACEAE	<i>Raddia angustifolia</i>	Soderstr. & Zuloaga	CR		Não	1			6	não	BA
POACEAE	<i>Raddia distichophylla</i>	(Schr. ex Nees) Chase	EN		Não	1		1	17	não	BA,MG
POACEAE	<i>Sucrea maculata</i>	Soderstr.	EN		Não	1			8	não	ES,MG,RJ
POACEAE	<i>Sucrea sampaiana</i>	Soderstr.	EN		Não	1			1	não	ES
PODOSTEMACEAE	<i>Podostemum ovatum</i>	C.T.Philbrick & Novelo	EN		Não			1	1	não	ES
POLYPODIACEAE	<i>Ceradenia capillaris</i>	(Desv.) L.E.Bishop	VU		Não		1		1	não	BA,ES
POLYPODIACEAE	<i>Lellingeria tamandarei</i>	(Rosenst.) A.R.Sm. & R.C.Moran	EN		Não			1	1	sim	Sudeste/Nordeste
POLYPODIACEAE	<i>Pleopeltis alborufula</i>	(Brade) Salino	EN		Não			1	4	sim	BA,ES
POLYPODIACEAE	<i>Pleopeltis monóides</i>	(Weath.) Salino	EN	EN	Não	1		1	6	sim	ES
POLYPODIACEAE	<i>Stenogrammitis pumila</i>	(Labiak) Labiak	CR	EN	Sim			1	3	não	Sudeste/Nordeste
POLYPODIACEAE	<i>Terpsichore semihirsuta</i>	(Klotzsch) A.R.Sm.	EN		Não			1	1	sim	ES
POLYPODIACEAE	<i>Terpsichore taxifolia</i>	(L.) A.R.Sm.	EN		Não	1		1	8	sim	Sudeste/Nordeste
PRIMULACEAE	<i>Myrsine villosissima</i>	A.DC.	EN		Não		1		1	sim	ES
PTERIDACEAE	<i>Adiantum diphyllum</i>	(Fée) Maxon	CR		Não	1		1	3	não	BA
PTERIDACEAE	<i>Adiantum discolor</i>	J.Prado	EN		Sim	1		1	6	sim	BA
PTERIDACEAE	<i>Adiantum tetragonum</i>	Schr. ad.	EN		Não	1			1	não	BA
PTERIDACEAE	<i>Doryopteris paradoxa</i>	(Fée) Christ	VU		Não			1	1	sim	ES
PTERIDACEAE	<i>Doryopteris rediviva</i>	Fée	VU		Não	1	1	1	8	sim	ES,MG
PTERIDACEAE	<i>Jamesonia biardii</i>	(Fée) Christenh.	EN		Não			1	1	não	BA,ES
PTERIDACEAE	<i>Pteris limae</i>	Brade	CR	VU	Não	1		1	8	sim	BA,ES
RHAMNACEAE	<i>Scutia arenicola</i>	(Casar.) Reissek	EN		Não	1		1	5	não	BA
RUBIACEAE	<i>Bradea anômala</i>	Brade	CR	CR	Sim			1	1	sim	Sudeste/Nordeste
RUBIACEAE	<i>Bradea bicornuta</i>	Brade	CR	CR	Sim	1			1	não	Sudeste/Nordeste

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
RUBIACEAE	<i>Bradea Montana</i>	Brade	CR	CR	Sim			1	2	sim	ES,PA
RUBIACEAE	<i>Carapichea ipecacuanha</i>	(Brot.) L.Andersson	VU		Não	1	1	1	6	sim	ES
RUBIACEAE	<i>Faramea bahiensis</i>	Müll.Arg.	VU		Não	1	1		3	não	MG
RUBIACEAE	<i>Hindsia glabra</i>	K.Schum.	EN		Não			1	2	sim	Sudeste/Sul
RUBIACEAE	<i>Melanopsidium nigrum</i>	Colla	VU		Não	1	1	1	21	sim	ES
RUBIACEAE	<i>Mitracarpus anthospermoides</i>	K.Schum.	EN		Não	1			2	não	ES
RUBIACEAE	<i>Pagamea harleyi</i>	Steyerm.	VU		Não	1	1	1	58	sim	Ampla
RUBIACEAE	<i>Palicourea fulgens</i>	(Müll.Arg.) Standl.	VU		Sim	1	1	1	19	sim	ES
RUBIACEAE	<i>Riodocea pulcherrima</i>	Delprete	EN	EN	Sim	1	1	1	6	sim	ES
RUBIACEAE	<i>Rudgea coronata subsp. saint-hilairei</i>	(Standl.) Zappi	CR	CR	Sim			1	2	não	BA,SP
RUBIACEAE	<i>Rudgea corymbulosa</i>	Benth.	EN		Não	1		1	3	sim	ES,RJ
RUBIACEAE	<i>Rudgea crassifolia</i>	Zappi & E.Lucas	VU		Não	1	1	1	6	não	Ampla
RUBIACEAE	<i>Rudgea umbrosa</i>	Müll.Arg.	VU	CR	Não			1	2	não	BA,PB,RN
RUBIACEAE	<i>Rustia angustifolia</i>	K.Schum.	EN		Não			1	1	não	Ampla
RUBIACEAE	<i>Simira grazielae</i>	Peixoto	EN	CR	Não	1	1	1	4	não	MG,RJ
RUBIACEAE	<i>Simira hatschbachiorum</i>	J.H.Kirkbr.	EN		Sim			1	5	não	BA,ES
RUBIACEAE	<i>Standleya kuhlmanni</i>	Brade	EN	CR	Sim	1		1	4	não	ES,RJ,SP
RUTACEAE	<i>Almeidea coerulea</i>	(Nees & Mart.) A.St.-Hil.	EN		Não	1	1	1	11	não	Ampla
RUTACEAE	<i>Andreadoxa flava</i>	Kallunki	CR		Sim	1			4	não	BA
RUTACEAE	<i>Conchocarpus bellus</i>	Kallunki	CR		Sim	1			1	não	Ampla
RUTACEAE	<i>Conchocarpus cauliflorus</i>	Pirani	CR		Sim	1		1	2	não	ES
RUTACEAE	<i>Conchocarpus marginatus</i>	(Rizzini) Kallunki & Pirani	CR	EN	Sim			1	3	não	Sudeste/Nordeste
RUTACEAE	<i>Galipea carinata</i>	Pirani	CR		Não	1			2	não	ES,MG,RJ
RUTACEAE	<i>Metrodorea maracasana</i>	Kaastra	VU		Não	1	1		7	sim	ES
SANTALACEAE	<i>Acanthosyris paulo-alvinii</i>	G.M. Barroso	VU		Não	1			6	não	Sudeste/Nordeste
SAPINDACEAE	<i>Cupania furfuracea</i>	Radlk.	VU		Não		1	1	2	não	ES,MG,RJ,SP
SAPINDACEAE	<i>Melicoccus espiritosantensis</i>	Acev.-Rodr.	EN	EN	Sim	1	1	1	10	sim	ES
SAPINDACEAE	<i>Serjania divaricocca</i>	Somner & Acev.-Rodr.	CR	EN	Sim			1	1	não	BA,RJ
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum imperiale</i>	(Linden ex K.Koch & Fintelm.) Benth. & Hook.	EN		Não	1			1	não	BA
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum januariense</i>	Eichler	VU		Não	1		1	5	não	MG,RJ,PR
SAPOTACEAE	<i>Manilkara decrescens</i>	T.D.Penn.	VU		Não		1	1	2	não	ES
SAPOTACEAE	<i>Manilkara máxima</i>	T.D.Penn.	EN		Sim		1	1	7	sim	Sudeste/Nordeste
SAPOTACEAE	<i>Manilkara multifida</i>	T.D.Penn.	VU		Não	1		1	2	não	BA
SAPOTACEAE	<i>Micropholis emarginata</i>	T.D.Penn.	EN		Não	1		1	2	sim	ES
SAPOTACEAE	<i>Pouteria bapeba</i>	T.D.Penn.	CR		Sim	1	1		2	sim	BA

Família	Nome científico	Autor	Ameaças		Endêmico CCMA	Categoria paisagem			Amostragem		Distribuição
			BR	ES		BR	FB	RI	coletas	UC's	
SAPOTACEAE	<i>Pouteria bullata</i>	(S.Moore) Baehni	EN		Não		1	1	5	sim	Ampla
SAPOTACEAE	<i>Pouteria butyrocarpa</i>	(Kuhl.) T.D.Penn.	CR		Não	1		1	4	não	BA,ES
SAPOTACEAE	<i>Pouteria coelomatica</i>	Rizzini	VU		Não	1			3	não	Sudeste/Nordeste
SAPOTACEAE	<i>Pouteria furcata</i>	T.D.Penn.	EN		Não			1	1	não	Sudeste/Nordeste
SAPOTACEAE	<i>Pouteria macahensis</i>	T.D.Penn.	EN		Não	1	1	1	9	sim	MG
SAPOTACEAE	<i>Pouteria multiflora</i>	(A.DC.) Eyma	VU		Não	1	1	1	3	sim	BA,ES
SAPOTACEAE	<i>Pouteria oxypetala</i>	T.D.Penn.	EN		Não	1			1	não	ES,MG
SAPOTACEAE	<i>Pouteria pachycalyx</i>	T.D.Penn.	VU		Não	1	1	1	4	sim	BA
SMILACACEAE	<i>Smilax spicata</i>	Vell.	EN	EN	Não	1	1		2	não	ES
SOLANACEAE	<i>Lycianthes repens</i>	(Spreng.) Bitter	EN		Não			1	1	não	ES
SOLANACEAE	<i>Schwenckia nova-veneciana</i>	Carvalho	CR	CR	Não			1	1	não	BA,RJ
SOLANACEAE	<i>Solanum bahianum</i>	S.Knapp	EN		Não	1		1	8	sim	ES
SOLANACEAE	<i>Solanum graveolens</i>	Bunbury	EN		Não	1		1	2	não	Ampla
SOLANACEAE	<i>Solanum paralum</i>	Bohs	EN		Não	1			4	não	ES
SOLANACEAE	<i>Solanum restingae</i>	S.Knapp	EN		Não	1		1	11	não	ES
SOLANACEAE	<i>Solanum santosii</i>	S.Knapp	VU		Não	1	1	1	10	sim	BA
THELYPTERIDACEAE	<i>Thelypteris Montana</i>	Salino	VU	EN	Não	1			1	não	BA,ES
TRIGONIACEAE	<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i>	E.F.Guim. & Miguel	VU	EN	Não	1	1		3	não	BA,ES
VELLOZIACEAE	<i>Barbacenia spectabilis</i>	L.B.Sm. & Ayensu	EN		Não	1			1	não	BA
VELLOZIACEAE	<i>Vellozia nuda</i>	L.B.Sm. & Ayensu	EN	EN	Não			1	1	não	ES
VERBENACEAE	<i>Citharexylum obtusifolium</i>	Kuhl.	EN	EX	Sim	1		1	2	não	BA
VERBENACEAE	<i>Lippia bromleyana</i>	Moldenke	EN		Não			1	1	não	BA
VOCHYSIACEAE	<i>Erisma arietinum</i>	M.L.Kawas.	EN		Sim	1	1	1	3	não	ES,MG,RJ
VOCHYSIACEAE	<i>Qualea magna</i>	Kuhl.	EN	EN	Não	1	1	1	7	não	BA
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia angélica</i>	M.C.Vianna & Fontella	EN	EN	Não	1	1	1	5	sim	Sudeste/Sul
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia santaluciae</i>	M.C.Vianna & Fontella	EN	EN	Sim		1	1	10	sim	ES,RJ
ZINGIBERACEAE	<i>Renealmia brasiliensis</i>	K.Schum.	EN		Não		1		1	não	ES,SP

Atualmente, o corredor central é composto por 106 unidades de conservação com informação geográfica disponíveis, isto é, com seus limites territoriais disponíveis em formato espacial. Destas, apenas 23 unidades apresentam a ocorrência de ao menos uma espécie ameaçada. Esse cenário compõem 237 espécies, cerca de 46%, do total. Em relação as espécies endêmicas, a proporção de espécies com presença em alguma unidade de conservação é semelhante, com 44% do total, sendo ao todo 76 plantas endêmicas protegidas em UC's, para um total de 177.

Em regra geral, quanto maior o valor encontrado para o índice PC, maior a sua importância para a paisagem (Saura & Pascual-Hortal 2007). O valor mediano encontrado para o PC foi 0,068. Dessa forma, os hexágonos que apresentaram entre 40 e 60% de remanescentes florestais e valor de PC superior a média encontrada para todo o intervalo foram considerados como *fonte de biodiversidade*. Os hexágonos com esses limiares de remanescentes e valor de índice inferior foram considerados áreas de *resiliência intermediária*, assim como o restante dos hexágonos com limiares entre 20 e 40% de vegetação. Abaixo disso, foram identificadas as áreas com *baixa resiliência*. A distribuição do índice PC e das categorias de paisagem por hexágono são observadas nas figuras 4 e 5.

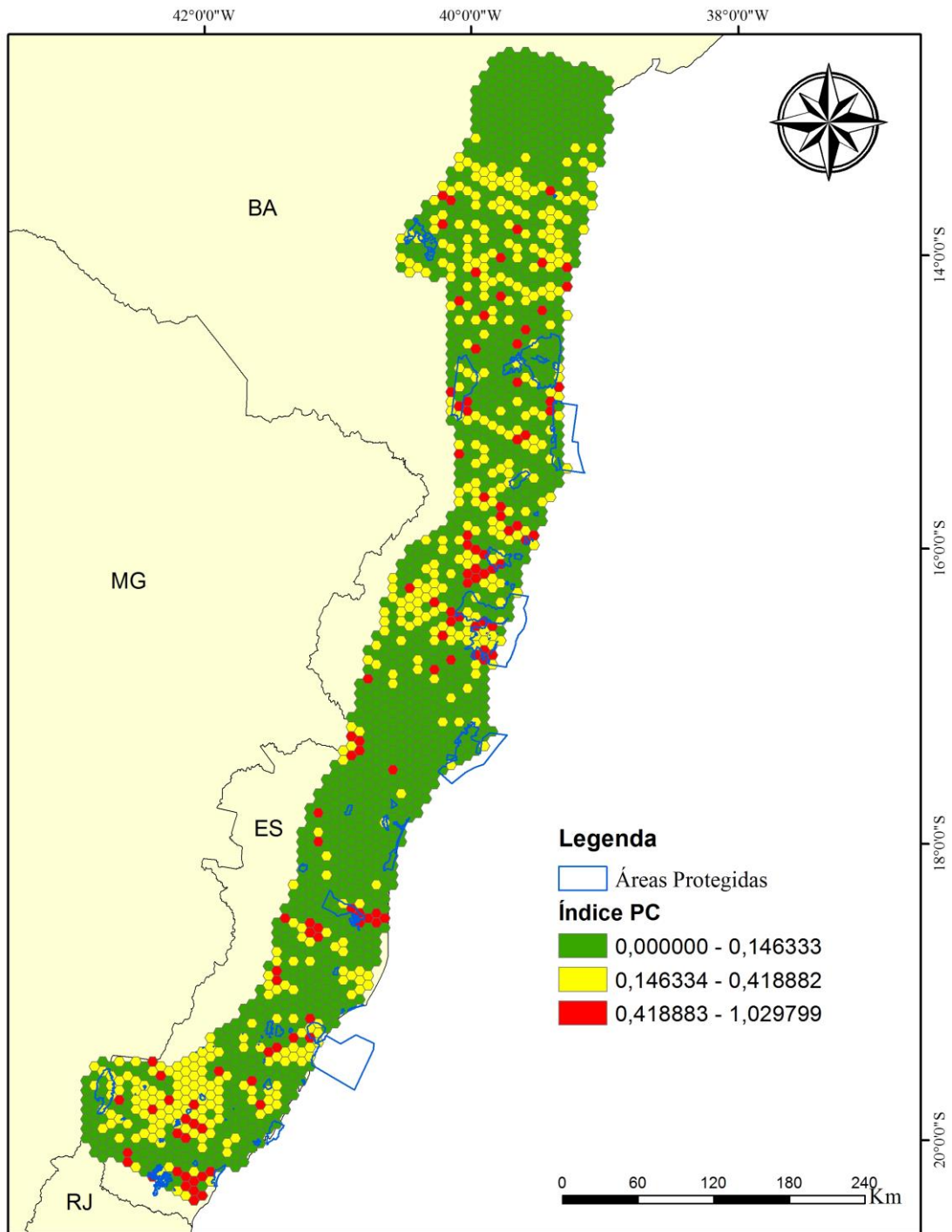


Figura 4. Distribuição do Índice de Probabilidade de Conectividade no Corredor Central da Mata Atlântica.

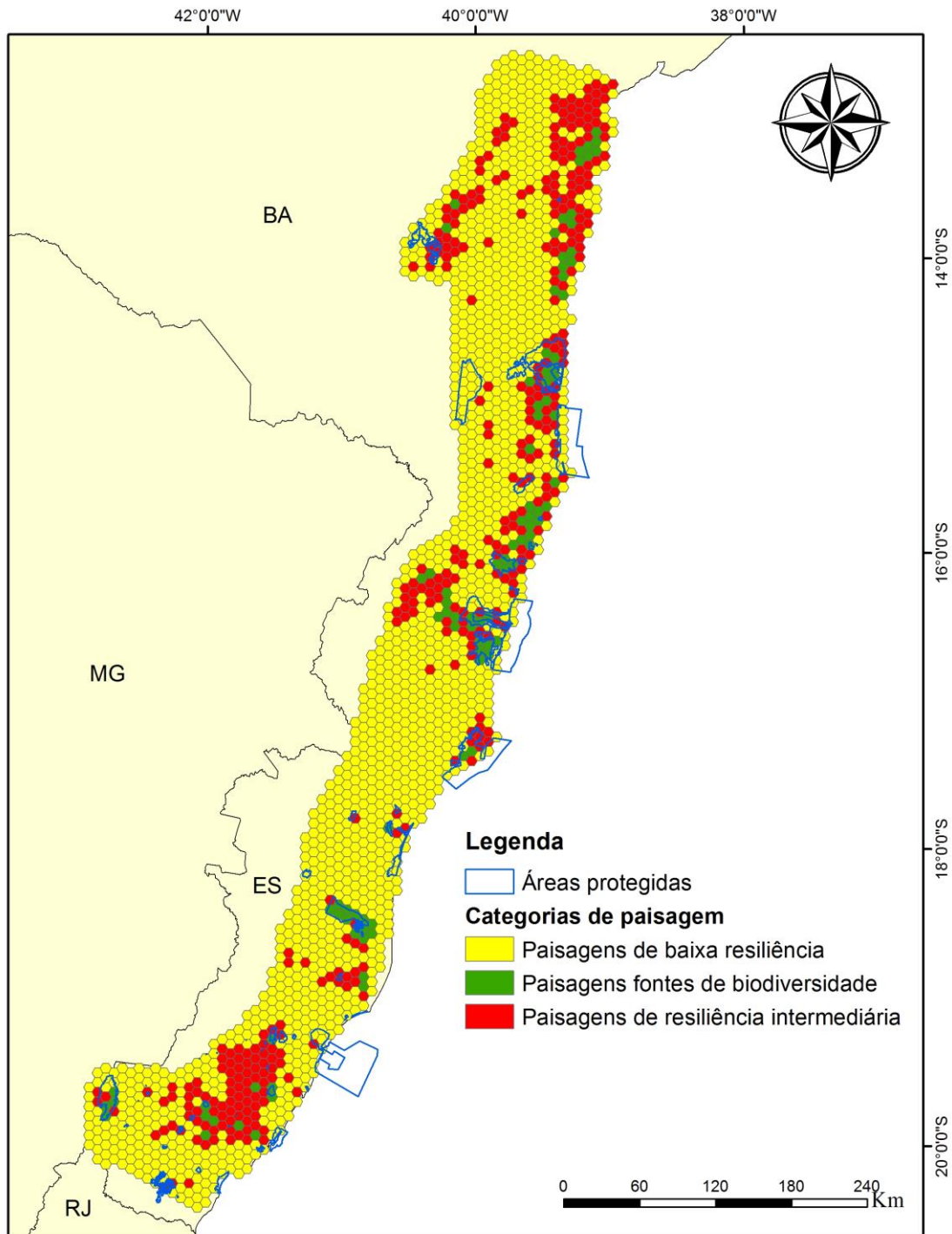


Figura 5. Distribuição das categorias de resiliência da paisagem no Corredor Central da Mata Atlântica.

As paisagens de baixa resiliência representam a grande maioria das paisagens presentes no CCMA, com ca. de 76% das unidades amostrais. As paisagens de resiliência intermediária somam ca. de 19% da área total, enquanto as paisagens fonte de biodiversidade apresentam apenas 5% do corredor. Apesar das paisagens FB apresentarem a menor área total e a menor quantidade de espécies ameaçadas, são os

locais onde pode se encontrar plantas ameaçadas com maior facilidade, percorrendo a menor distância. Já em relação as paisagens RI, a área necessária para encontrar uma espécie ameaçada equivale a um pouco menos do tamanho total das unidades amostrais. Já as áreas de BR apresentam a maior área total no CCMA, e, conseqüentemente, a pior relação para se encontrar uma planta ameaçada por área percorrida (tabela 2).

Tabela 2. Relação da área necessária para se encontrar uma espécie ameaçada nas categorias da paisagem.

Categoria da paisagem (Área em hectare e % total no corredor)	Número de espécies	Área (hectare) necessária para encontrar uma espécie ameaçada
BR (7070000 – 76%)	335	21104,48
RI (1795000 – 19%)	384	4674,48
FB (485000 – 5%)	216	2245,37

Dentre as 510 espécies, 78 ocorrem exclusivamente em paisagens de baixa resiliência, 20 em paisagens fontes de biodiversidade, e 109 em paisagens de resiliência intermediária. Já 183 espécies ocorrem em 2 tipos distintos de paisagem, e 360 ocorrem nos três. Considerando as espécies endêmicas, 26 ocorrem exclusivamente em paisagens de baixa resiliência, quatro em locais de fonte de biodiversidade e 49 em paisagens de resiliência intermediária. Em dois tipos de paisagens distintos ocorrem 54 espécies, enquanto 34 espécies ocorrem nos três tipos de paisagens (figura 6). Cerca de 65% das espécies ocorrem em paisagens de baixa resiliência, 42% em fontes de biodiversidade e 75% em paisagens de resiliência intermediária. Dentre as espécies endêmicas, os valores diminuem em relação às paisagens BR e FB, com 59% e 37%, respectivamente. E aumentam em relação às paisagens RI, totalizando 78% das espécies (Figura 7).

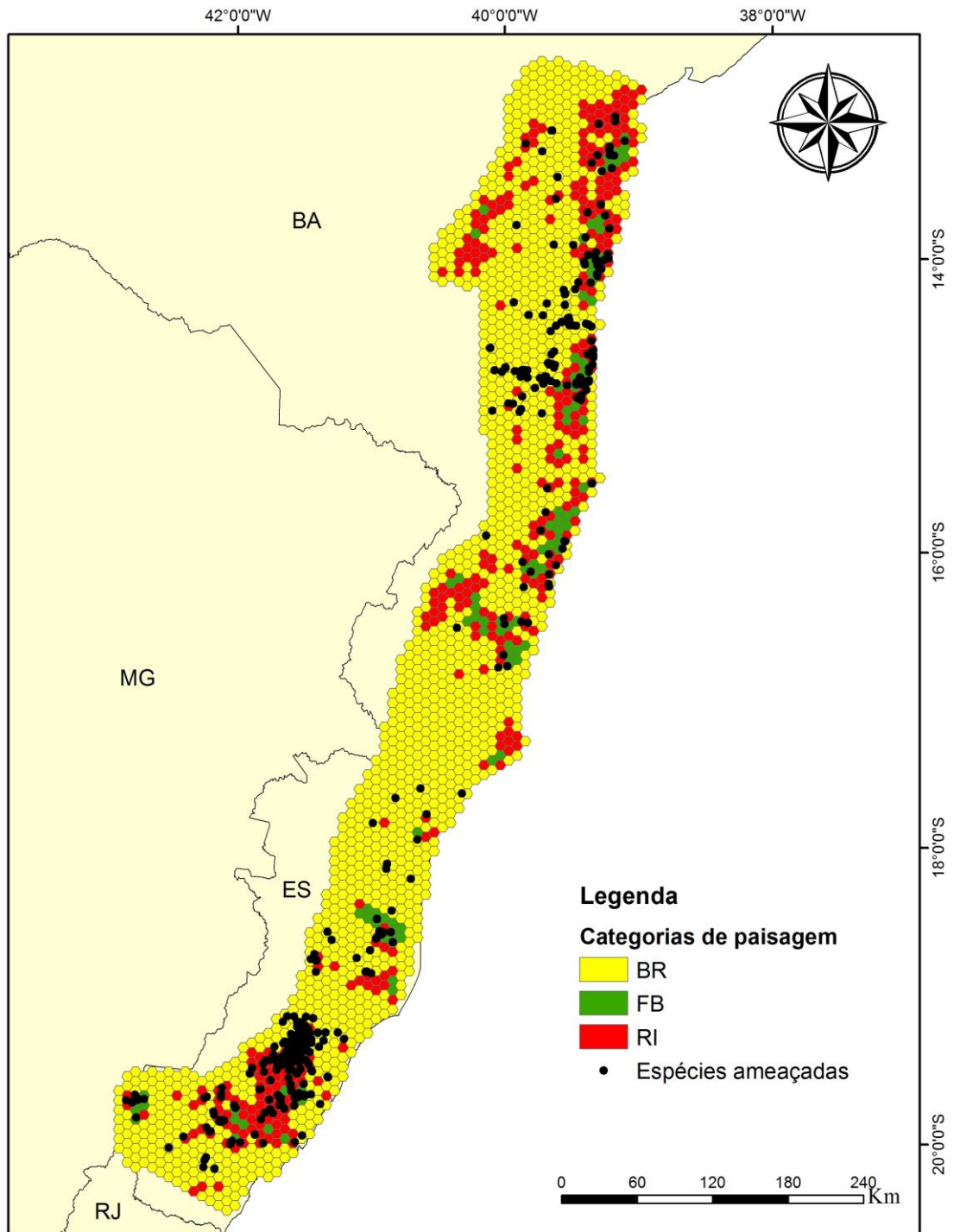


Figura 6. Distribuição das espécies ameaçadas por categoria de paisagem.

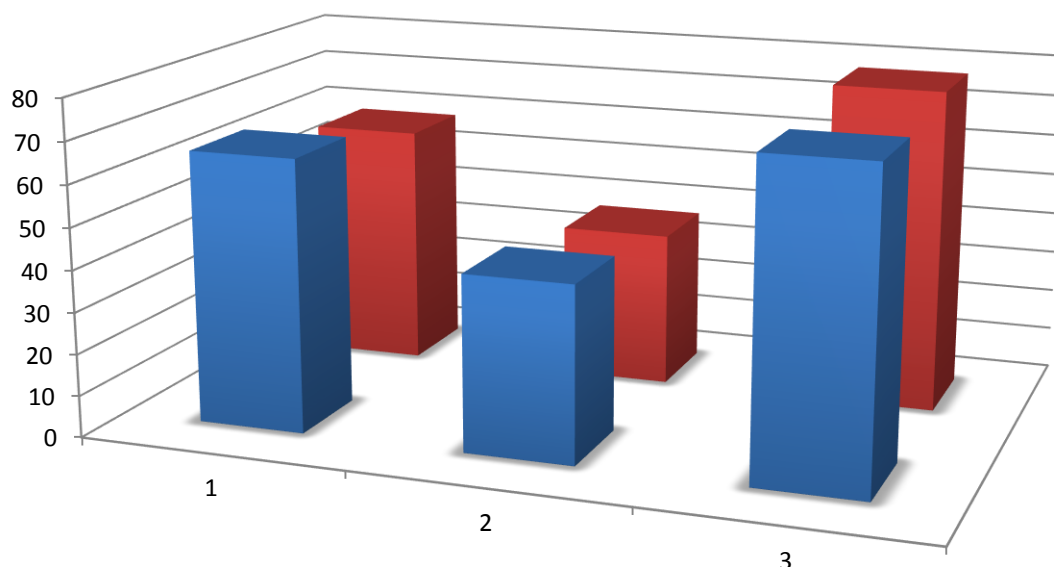


Figura 7. Relação percentual de espécies ameaçadas totais (azul) e endêmicas (vermelho) e categorias de paisagem. (1. BR- Paisagens de baixa resiliência; 2. FB- Paisagens fontes de biodiversidade; 3. RI- Paisagens com resiliência intermediária).

O endemismo é considerável para o conjunto das espécies utilizadas na análise. Embora não represente a maioria, ca. 35% (177) das espécies são endêmicas ao CCMA, com as demais 65% (333) ocorrendo de forma mais ampla (Figura 8), porém normalmente distribuídas em estados de duas regiões brasileira (Tabela 1). Além da relação do endemismo, outra característica que chama atenção é a prevalência de espécies classificadas como *Em Perigo* (EN), que representam mais da metade (269) do conjunto de espécies. A dominância desta categoria pode estar relacionada a ocorrência reduzida, em até cinco localidades, dos *táxons* analisados (Figura 9). Característica essa que reflete a escolha da categoria EN a partir do critério B da IUCN (2001), que foi o critério mais utilizado na avaliação da flora nacional (Martinelli et al. 2013).

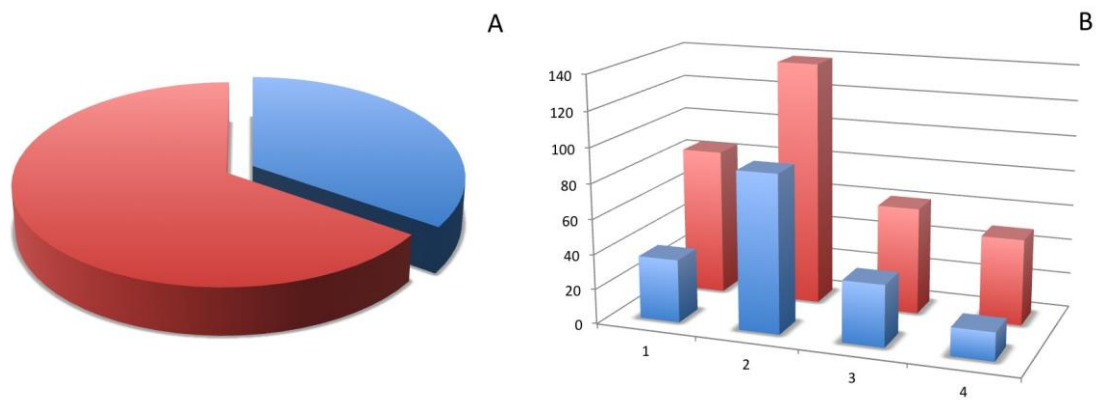


Figura 8. Endemismo e ocorrência no CCMA, espécies endêmicas (azul) e não endêmicas (vermelho) (1- apenas uma área ocorrência; 2-até cinco áreas ocorrência; 3- cinco a 10 áreas de ocorrências; e 4- mais que 10 áreas de ocorrências)

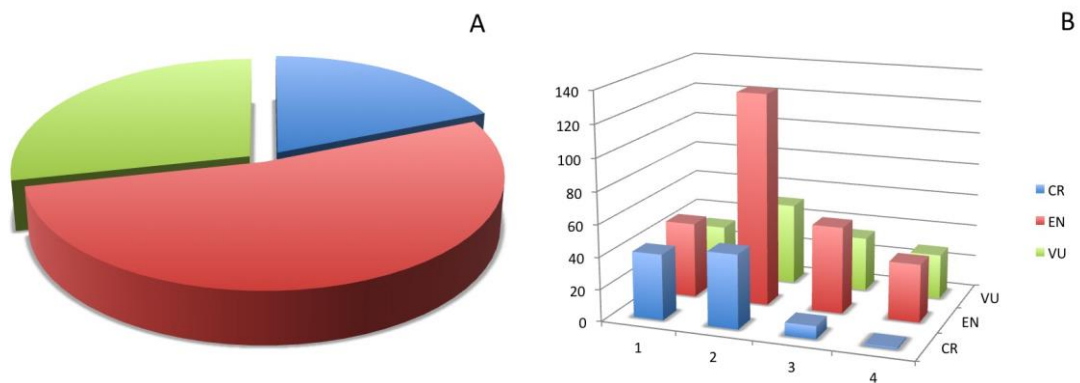


Figura 9. Status de ameaça e ocorrência no CCMA, espécies criticamente em perigo (CR - azul), em perigo (EN - vermelho) e vulneráveis (VU - verde). (1- apenas uma área ocorrência; 2- até cinco áreas ocorrência; 3- cinco a 10 áreas de ocorrências; e 4- mais que 10 áreas de ocorrências).

A análise de similaridade indica que para a maioria dos hexágonos não há similaridade florística em relação às espécies ameaçadas. A maioria dos hexágonos apresenta uma similaridade entre as faixas de 0 a 30% de correspondência, com alguns conjuntos de hexágonos apresentando 50% de similaridade e outros 100% (Figura 10). Já os agrupamentos entre as áreas podem ser visualizados no dendograma (Figura 11), que mostra a formação de aproximadamente 10 grandes grupos com baixa similaridade relativa. Além dos poucos agrupamentos com 50% e 100% de similaridade.

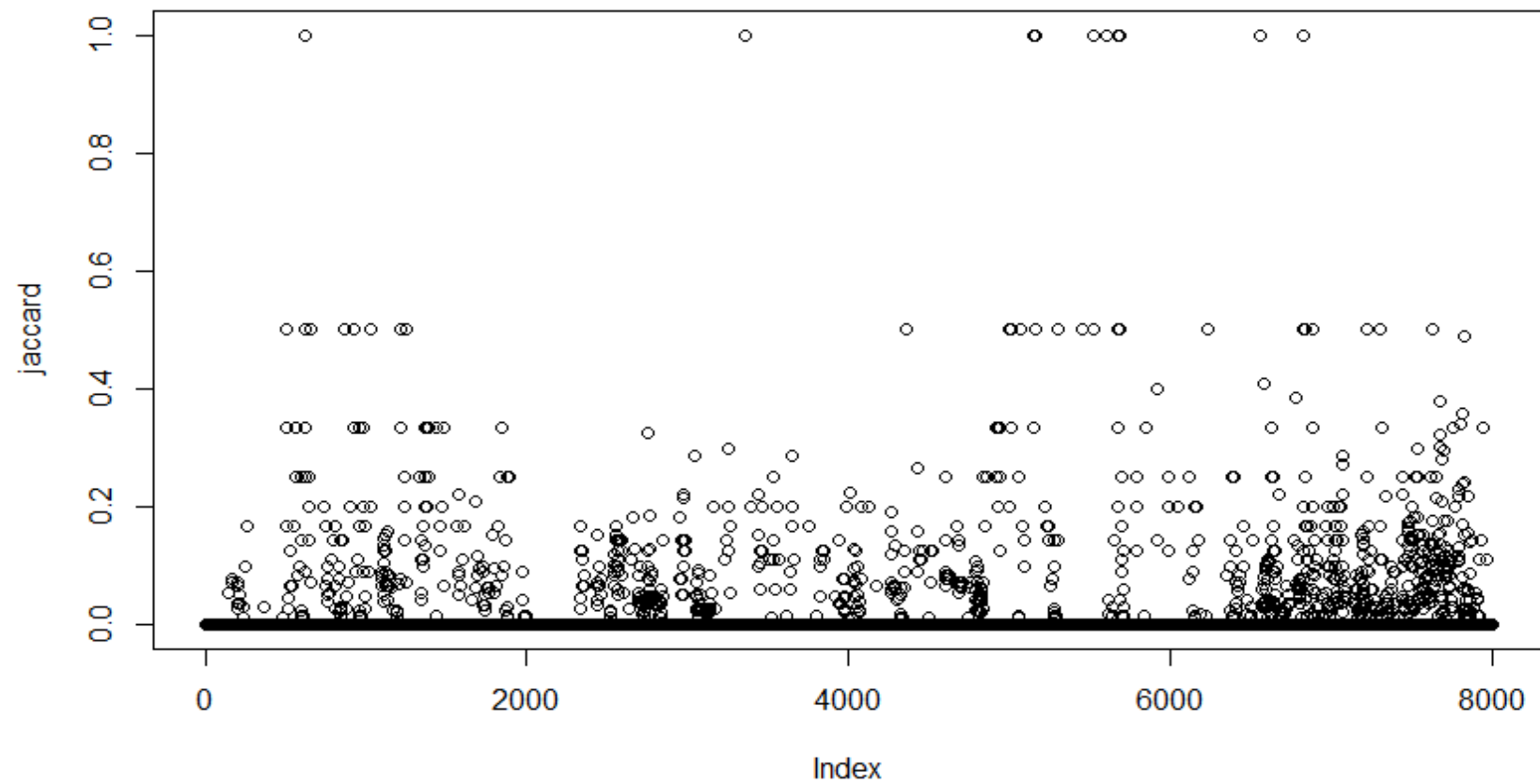


Figura 10. Representação do índice de similaridade de Jaccard. Quanto mais próximo a 1 o índice indica maior similaridade. Ao contrário, quanto mais próximo a zero, menor é a similaridade encontrada.

Cluster Dendrogram

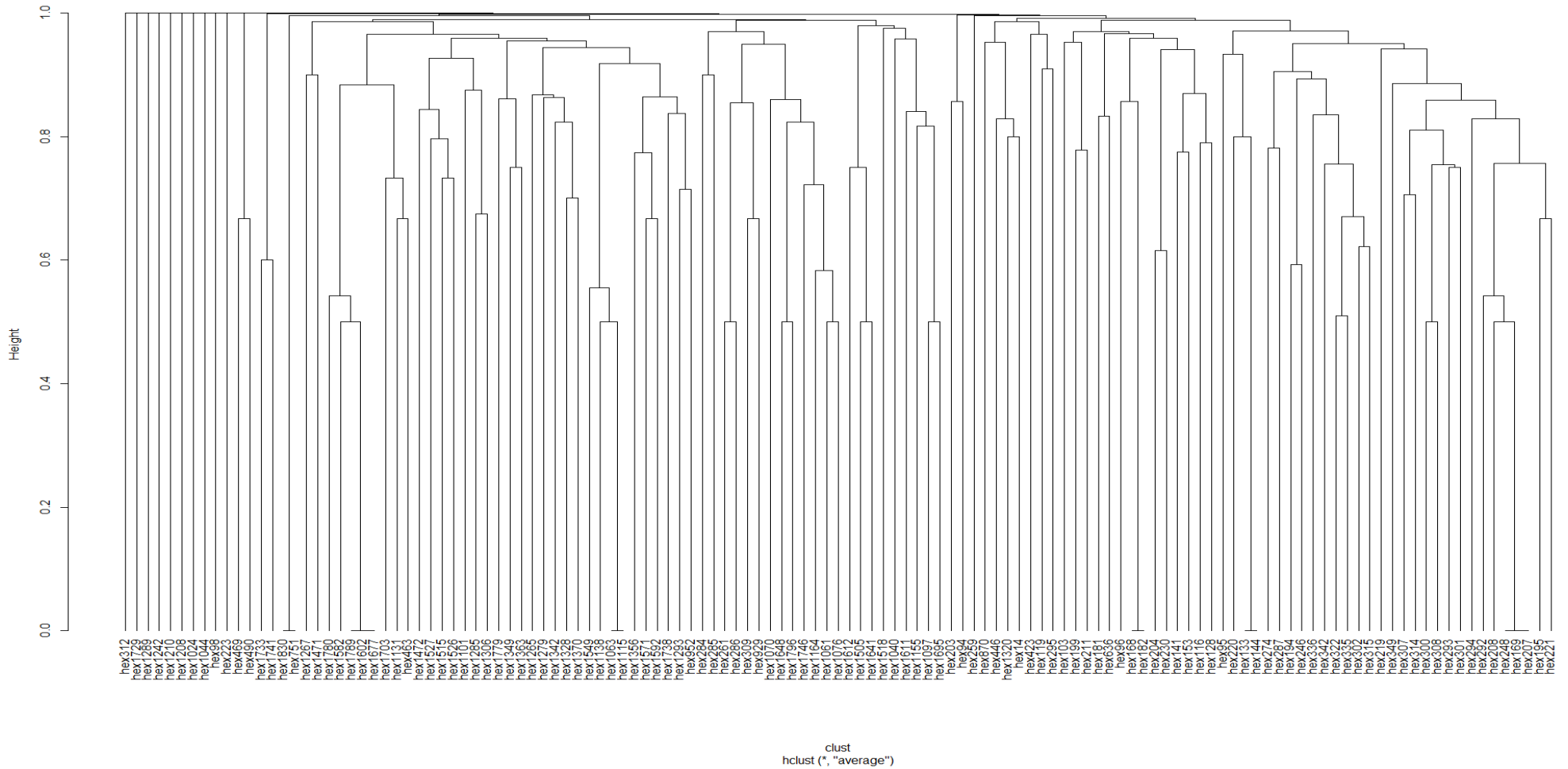


Figura 11. Dendrograma de similaridade entre as paisagens RI do CCMA que possuem presença espécies ameaçadas.

Discussão

A presença de 75% do total de plantas ameaçadas e 78% do total de endêmicas ao longo das paisagens de resiliência intermediária analisadas para o CCMA corroboram a escolha dessas áreas para ações de restauração com objetivos de conservação. A restauração ecológica sobre essas áreas atuaria na remediação da principal causa apontada para a extinção de plantas na Mata Atlântica, que é a perda de *habitat* (Martinelli et al. 2013).

O grande número de espécies ameaçadas de extinção em paisagens de resiliência intermediária pode ser explicada pelo interesse de pesquisadores em realizar coletas em regiões que apresentam remanescentes de vegetação nativa bem preservados. Para uma espécie ser considerada ameaçada de extinção ela precisa apresentar um leque de informações mínimas disponíveis, como registros geográficos de ocorrência, informações populacionais básicas, e sobre o contexto de ameaça local que atendam aos critérios utilizados para a categorização do risco de extinção (IUCN 2001). De acordo com esse raciocínio, é possível concluir que áreas com vegetação remanescente preservada, que despertam interesse da comunidade científica, apresentarão uma maior concentração de espécies ameaçadas, conforme estiver em curso a avaliação completa da flora do Brasil.

Na Mata Atlântica, remanescentes bem preservados são cada vez mais raros, sendo normalmente associados a unidades de conservação e seu entorno, ou regiões de difícil acesso. No presente estudo estas áreas foram localizadas principalmente nas paisagens fontes de biodiversidade e de resiliência intermediária. Logo, podemos sugerir que a alta concentração de espécies ameaçadas de extinção nas paisagens de resiliência intermediária segue um padrão esperado para todo o bioma da Mata Atlântica, pois é nestas áreas que normalmente se concentram o interesse dos cientistas. Dessa maneira, a partir da perspectiva de conservação das plantas ameaçadas, a metodologia de priorização espacial através da categorização da paisagem é válida, porque tem a possibilidade de contemplar uma maior diversidade de espécies ameaçadas por área. Além de atuar diretamente na causa do risco de extinção das plantas, que é a perda de *habitats*.

A demanda pela elaboração de planos de ação voltados para a recuperação de espécies ameaçadas não é uma exclusividade para a flora, e sim uma necessidade

prevista também para a fauna ameaçada (MMA 2014). A capacidade de dispersão entre manchas de *habitat* são calculadas normalmente com base no deslocamento de espécies de animais. O deslocamento de fauna entre as manchas de remanescentes florestais representa também o fluxo de interações com as quais eles estão relacionados. Logo, a promoção da conectividade representa um incremento na qualidade do *habitat* como um todo, melhorando assim as condições, e muitas vezes, a disponibilidade de *habitat* para outros organismos além dos impactados diretamente pela capacidade de deslocamento estabelecidos para as ações de restauração. Dessa forma, a restauração florestal é uma estratégia que pode ser traçada em conjunto por diferentes atores, e beneficiar mais de um objetivo de uma única vez, atuando sobre diferentes perspectivas.^b A integração entre diferentes iniciativas possibilita a otimização dos recursos e torna a conservação mais eficiente, sendo esse um caminho a ser seguido por quem trabalha em prol da biodiversidade.

Como era esperado, as paisagens de baixa resiliência representam grande parte da paisagem do bioma. A grande dominância de paisagens de baixa resiliência para a Mata Atlântica, encontrada por Tambosi et al. (2014) e também no presente trabalho, sugere que muitas espécies ameaçadas ocorram nestas áreas. Inclusive espécies endêmicas, restritas e raras. Indubitavelmente, uma avaliação completa do risco de extinção da flora brasileira revelaria a presença de muitas espécies nesse tipo de paisagem, uma vez que estes são os locais onde as ameaças aconteceram de forma mais intensa ao longo do tempo. A ocorrência de 78 plantas oficialmente ameaçadas nestas áreas, sendo 26 de forma exclusiva, demonstra que, para fins de conservação, áreas extremamente degradadas não podem ser ignoradas no planejamento de políticas públicas.

Para muitas ocasiões, especialmente na Mata Atlântica, onde muitas espécies encontram-se presentes em fragmentos pequenos, e muitas vezes isolados, outras ações devem ser pensadas, como de conservação *ex situ*, ou mesmo medidas de conservação *in situ*, especialmente quando essas ações contemplarem populações relictuais ou mesmo a última população de uma determinada espécie. Nesse conjunto estão algumas espécies descritas para regiões de *inselbergs* do Espírito Santo e Sul da Bahia, como *Alstroemeria capixaba* (Assis 2003), *Bulbophyllum ariane* (Fraga & Smidt 2004) e *Dichorisandra neglecta* (Brade 1957), dentre outras. Todas classificadas como

criticamente em perigo em nível nacional e estadual, e conhecidas de pequenas regiões extremamente fragmentadas.

Outros trabalhos têm sido desenvolvidos com o objetivo de identificar áreas prioritárias para a restauração em uma escala local e regional mais ampla (Tambosi et al. 2014; Banks-Leite et al. 2014; Rappaport et al. 2015; Crouzeilles et al. 2015). Alguns autores consideram que a atual estrutura da paisagem pode ser um meio inadequado para avaliar o estado e o risco de extinção das populações em ambientes degradados (Schrott et al. 2005). Assumir que paisagens muito degradadas necessariamente ultrapassaram um nível irreversível de mudança é um ponto crítico, e fazem com que estas paisagens sejam descartadas pelos tomadores de decisão na seleção de áreas prioritárias para a restauração (Noss et al. 2009).

Além disso, o constante aprimoramento científico na avaliação do estado da paisagem para a restauração e conservação deve ser considerado de acordo com o contexto regional e os objetivos em questão. Por exemplo, ao considerarmos a escala temporal de alteração da paisagem, ou seja, que a degradação ambiental presente em determinada área pode ser recente, e dessa forma não comprometer o tempo de resposta das espécies a um nível irreversível (Tilman et al. 1994; Kuussaari et al. 2009; Metzger et al. 2009), esta área pode ser considerada prioritária para a restauração, mesmo contendo poucos remanescentes florestais (Rappaport et al. 2015). Ao considerar o aspecto temporal das modificações na paisagem, os resultados para a escolha de áreas podem alterar significativamente (Rappaport et al. 2015).

Outra perspectiva fundamental no planejamento para a restauração é o custo associado. Ações de restauração podem contemplar diferentes tipos de custo, e dessa forma ter grande variação de acordo com o custo econômico considerado (Westphal et al., 2007; Armsworth, 2014). Crouzeilles et al. (2015) incorporaram o custo do valor de compra da terra e métricas baseadas na teoria de metapopulação para identificar áreas prioritárias para a restauração florestal, baseadas na conservação de duas espécies de mamíferos ameaçados com características ecológicas completamente distintas. Os autores demonstraram que a utilização destas métricas de paisagens aliadas à incorporação de custos relacionados à compra de terras pode oferecer bons resultados para gestores e tomadores de decisão, pois oferece o melhor custo/benefício para a restauração quando a aquisição de terras for a alternativa mais apropriada.

Além do custo associado à aquisição de terras, a restauração pode contemplar outros tipos de custos, relacionados, por exemplo, aos métodos de restauração empregados (Crouzeilles et al. 2015). Através da restauração ativa, o custo estimado para contemplar um hectare na Mata Atlântica é de U\$5.000,00 (Brancalion et al. 2012). Desse modo, aperfeiçoar a utilização dos recursos disponíveis para a restauração é fundamental para atingir os objetivos estabelecidos, e, a partir desta perspectiva, a regeneração natural pode ter um importante papel para essa otimização (Holl & Aide 2011). Recentemente Rezende et al. (2015) observaram o incremento da cobertura vegetal através da regeneração natural em áreas abandonadas em um município dentro do domínio da Mata Atlântica. Através da identificação de indicadores, os autores sugerem que a regeneração natural seja incorporada no planejamento espacial para a restauração na Mata Atlântica.

A diferença quantitativa de espécies ameaçadas, e por conseguinte também em relação às endêmicas, entre os dois estados, pode ser explicada, principalmente, pela presença da lista estadual de espécies ameaçadas apenas para o Espírito Santo (Simonelli & Fraga 2007). De acordo com a metodologia adotada para a elaboração da lista nacional do livro vermelho, as listas estaduais pré-existentes tiveram grande peso na seleção de espécies candidatas para avaliação nacional (Martinelli & Moraes 2013). A maior riqueza encontrada para a região serrana capixaba indica o quão importante esta área é para a implementação de ações de restauração. Contudo a baixa similaridade geral encontrada entre as paisagens de resiliência intermediária com ocorrência de plantas ameaçadas sugere que as ações sejam distribuídas ao longo do corredor.

Essa baixa similaridade é reflexo da própria biodiversidade da região, que apresenta uma série de fitofisionomias distintas, com origem em diferentes épocas geológicas, que resultaram em ecossistemas com características diversas e uma alta diversidade taxonômica. O grande número de espécies conhecidas de poucos pontos de amostragem reflete esse padrão de similaridade. Nas paisagens de resiliência intermediária, onde a análise de similaridade foi conduzida, 233 espécies são reconhecidas por até cinco pontos de coleta, enquanto que 61 plantas apresentam apenas uma localidade de ocorrência.

Os hexágonos com maiores concentrações de espécies ameaçadas encontram-se na região serrana capixaba, onde também se concentram paisagens contínuas de

resiliência intermediária e algumas fontes de biodiversidade, em especial ao redor da região de Santa Teresa. A região serrana capixaba é composta por algumas unidades de conservação de destaque, como Parque Estadual de Mata das Flores, Parque Estadual de Forno Grande, Parque Estadual de Pedra Azul, Reserva Biológica de Duas Bocas, Reserva Biológica Augusto Ruschi, e Área de Proteção Ambiental Goiapaba-Açu, que se configuram como importantes locais de refúgio da biota local, e apresentam um histórico de pesquisa que possibilitou um grande conhecimento sobre a sua flora local e ameaçada. Os resultados sugerem que esta região receba atenção especial dos tomadores de decisão, pois apesar da presença de algumas áreas protegidas, também estão presentes muitas plantas ameaçadas. Dessa forma, a implementação de corredores ecológicos entre essas manchas de remanescentes pode ser uma ação apropriada para a conservação da biodiversidade local.

Em relação ao estado da Bahia, a costa do descobrimento e a costa do cacau se destacam como áreas com alta proporção de remanescentes florestais. O sul da Bahia é composto por contínuas manchas de paisagens de resiliência intermediária e fontes de biodiversidade, que muitas vezes se estendem ao longo do interior do estado. A região da costa do descobrimento apresenta também grandes unidades de conservação que contribuem para a presença de grande quantidade de remanescentes florestais. Contudo, ao contrário da região serrana capixaba, estas áreas apresentam registros de espécies ameaçadas de forma mais dispersa e pontual. Este fato não deve refletir o real estado de conservação das espécies ocorrentes nessas localidades. Uma avaliação do risco de extinção da flora completa da região provavelmente revelaria um número maior espécies ameaçadas para o estado da Bahia.

Já a região do cacau apresenta uma configuração particular. Há importantes unidades de conservação na região, como Parque Nacional da Serra das Lontras e a Reserva Biológica de Una, que concentram grande quantidade de espécies ameaçadas e paisagens de resiliência intermediária e fontes de biodiversidade. Mas, adentrando o interior do estado, há numerosas ocorrências de plantas ameaçadas em paisagens de baixa resiliência. Enquanto, ao longo da costa em direção ao norte do corredor, há uma área contínua com paisagens de resiliência intermediária, onde também estão localizadas manchas de remanescentes de paisagem fonte de biodiversidade com ocorrência de espécies ameaçadas, contudo, sem a presença de unidades de conservação.

A manutenção de extensas manchas de remanescentes florestais nessas áreas pode estar associada à cultura tradicional de cacau, que ocorre há cerca de 250 anos. O sistema de cultivo, denominado “cabruca”, apresenta como característica o cultivo do cacau sob o sombreamento natural da floresta (Rice & Greenberg 2000). Diversos estudos tem demonstrado que esse sistema favorece a conservação de espécies arbóreas florestais (Lobão & Valeri 2009; Rolim & Chiarello 2004; Sambuichi 2002), sendo essa prática, quando adotada em consonância com medidas de manejo adequadas, uma alternativa para a conservação da biodiversidade, e também para o desenvolvimento econômico e social da região (Sambuichi 2006). Dessa forma, estratégias de restauração nessas áreas poderiam estar associadas a esses sistemas de cultivo.

Estudos empíricos e teóricos propõem que altas taxas de riquezas de espécies e de grupos funcionais geralmente favorecem a estabilidade do ecossistema, em relação à resistência e resiliência contra distúrbios (Loureau et al. 2001; Hooper et al. 2005; Ives & Carpenter 2007). Contudo, evidências práticas sobre a contribuição de cada espécie ainda é escassa, principalmente em comunidades que apresentam alta diversidade (Scarano 2006). Ives & Carpenter (2007) sugerem que, diante da incerteza entre qual peso a presença de uma determinada espécie ou grupo de espécies apresenta para a estabilidade de um determinado ecossistema, no seu contexto regional, as políticas de conservação devem atender uma maior gama de diversidade possível. Esta lógica segue o princípio da precaução, que norteia a biologia da conservação como um todo, e sugere que políticas de conservação sejam conduzidas segundo o cenário ambiental mais desfavorável.

A chave para resolver conflitos é analisar e manejar o ecossistema em uma escala regional ampla, na qual estejam contemplados múltiplos objetivos que possam ser atendidos simultaneamente (Noss et al. 2006). Como dito anteriormente, os problemas ambientais não podem mais ser analisados de forma fragmentada, sendo imprescindível uma visão integrada e interligada entre diferentes áreas do conhecimento e setores da sociedade. Para muitos autores a crise ecológica que o mundo atravessa reflete uma crise de paradigma, pois não conseguimos discernir o que nos distingue do animal, do que tem vida, da natureza, assim como não conseguimos discernir o que nos une a esses elementos (François 1995). O modelo mecanicista nos impõe uma visão fragmentada da realidade, e de todo o conhecimento que nos cerca, seja do conhecimento dos outros ou de nós mesmos (Rolla 2010).

Na visão de Zygmund Bauman (2001), esse modelo reflete o que ele denomina como *modernidade líquida*, na qual todos os laços são frágeis e descartáveis, onde o individualismo prepondera em razão de um consumismo desenfreado. Dessa forma, a relação ser humano/ser humano é condicionada da mesma forma que a relação ser humano/natureza, ou seja, tornam-se relações de sujeito/objeto (François 1995). Nesse sentido, a natureza torna-se instrumento do homem, e outras formas de dominação também podem ser contextualizadas, como a dominação exercida de uma cultura sobre a outra, o domínio dos homens sobre as mulheres, a preponderância das classes mais favorecidas sobre as menos favorecidas, dentre outros exemplos (Rolla 2010). Exposta dessa maneira, a crise ecológica também é uma crise de valores, e somente com uma superação da visão de mundo que reduz todos os seres à condição de objetos, cujos valores se manifestam no lucro que podem gerar, conseguiremos atingir uma ética que reflita em um desenvolvimento e um modo de vida sustentável (Unger 1991 *apud* Milaré & Coimbra 2004).

A restauração florestal é uma ação que também favorece essa reflexão, pois, voltada para a conservação da biodiversidade, só alcançará seus objetivos se as áreas restauradas se mantiverem íntegras ao longo do tempo. Desse modo, um programa de restauração mais amplo, como a Mata Atlântica demanda, deve incorporar as questões conceituais e paradigmas da relação do homem com a natureza, e incrementar as discussões sobre formas sustentáveis de utilização dos recursos naturais, tanto na esfera civil quanto governamental, de modo que a preservação das áreas restauradas sejam garantidas ao longo do tempo.

Conclusão

Os resultados indicam que a escolha de áreas para a restauração ecológica com base na identificação de áreas de resiliência intermediária é uma boa ferramenta para elaborar estratégias para a recuperação de áreas com ocorrência de espécies ameaçadas. Ações sobre essas áreas em geral favorecem a conectividade e o fluxo biológico na paisagem, e a soma desses fatores resultam em ações de menores custos e com maior chance de sucesso, o que torna essas áreas estratégias também do ponto de vista econômico. Ainda, a possibilidade de se alcançar diferentes objetivos através de um mesmo meio é uma maneira extremamente benéfica de auxiliar políticas de conservação, pois integra atores, otimiza recursos, fortalece o fundamento científico e

metodológico por trás das escolhas, e fortalece a causa ambiental no cenário político, social, e econômico, como um todo.

Os resultados indicam também que, apesar de ser uma boa ferramenta, não pode ser tratada como a única. Áreas de baixa resiliência e fontes de biodiversidade, também podem conter populações de espécies ameaçadas, e traçar estratégias de recuperação para essas regiões é da mesma forma importante. Áreas fontes de biodiversidade, que apesar de serem as que apresentam o melhor estado de conservação, também podem conter fatores locais de ameaça, principalmente quando não estão inseridas em uma unidade de conservação. Já as áreas de baixa resiliência são as mais degradadas do ponto de vista da paisagem, podendo demandar ações de maiores custos. Nestes casos, ações de conservação *ex situ* podem ter um papel essencial para a conservação de espécies ameaçadas com ocorrência restrita nesses ambientes. De todo modo, o planejamento para a conservação deve considerar estas áreas quando o objetivo for a conservação de espécies ameaçadas de extinção.

Por fim, mas não menos importante, não podemos deixar de lado a questão conceitual que fundamenta as escolhas históricas e atuais da nossa sociedade em relação a natureza que nos cerca. Não perder de vista essa contextualização é fundamental para o estabelecimento do norte que a biologia da conservação precisa ter para que realmente sejam alcançados os objetivos de auxiliar políticas públicas em prol de uma sociedade socialmente justa e ambientalmente equilibrada. O sucesso da prática da restauração depende, dentre outros valores, da manutenção da área restaurada a longo prazo. E esse objetivo só será atingido, na ausência de uma legislação que garanta a preservação dessas áreas, com uma mudança nos valores que regem a relação do homem com o restante da natureza.

Referências Bibliográficas

Aguiar, A.P.; Chiarello, A.G.; Mendes, S.L. & Matos, E.N. 2005. Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional e Centro de Ciências Aplicadas à Biodiversidade. pp. 119–132.

Aguiar, J.O.; Filho, F.H.D. & Andrade, R.R. 2011. Reflexões sobre a crise ambiental e o histórico emergir das sensibilidades para com os direitos dos animais nas ciências humanas e nas ciências da vida. *Revista Crítica Histórica*, 4.

Armsworth, P.R. 2014. Inclusion of costs in conservation planning depends on limited data sets & hopeful assumptions. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1322: 61–76.

Artaza-Barrio, O.H. & Schiavetti, A. 2007. Análise da Efetividade do Manejo de duas Áreas de Proteção Ambiental do Litoral Sul da Bahia. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 7(2):117-128.

Assis, M. C. 2003. Duas novas espécies de *Alstroemeria* L. (Alstroemeriaceae) para o Brasil. *Acta bot. bras.* 17 (2): 179-182.

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

Ayres, J.M.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Queiroz, H.L.; Pinto, L.P.; Masterson, D. & Cavalcanti, R.B. 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Belém. Sociedade Civil Maminaurá. 256p.

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.

Baranyi, G.; Saura, S.; Podani, C.J. & Jordánd, F. 2011. Contribution of *habitat* patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological índices. *Ecological Indicators* 11:1301–1310.

Bauman, Z. Modernidade líquida. Rio de Janeiro: Jorge Zahar Ed., 2001.

Boscolo, D. & Metzger, J.P. 2009. Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* 24:907–918.

Boscolo, D. & Metzger, J.P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography* 34: 1018–1029.

Boscolo, D.; Candia-Gallardo, C.; Awade, M. & Metzger, J.P. 2008. Importance of inter-habitat gaps & stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40:273–276.

Bottrill, M.C.; Joseph, L.N.; Carwadine, J.; Bode, M.; Cook, C. & Game, E.T. 2008. Is conservation triage just smart decision making? *Trends in Ecology and Evolution* 23:649–654.

Bowen, M.E.; McAlpine, C.A.; House, A.P.N. & Smith, G.C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their *habitat* values for recovering forest fauna. *Biological Conservation* 140: 273–296.

Brade, A.C. 1957. Espécies novas da Flora do Brasil - II. *Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro* 15: 5–28.

Brancalion, P.H.S.; Viani, R.A.G.; Strassburg, B.B.N. & Rodrigues, R.R. 2012. Finding the money for tropical forest restoration. *Unasylva* 63:239.

Brandon, K.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B. & Silva, J.M.C. 2005. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidade* 1:7-13.

Brooks, T.M.; Bakarr, M.I.; Boucher, T.; da Fonseca, G.A.B.; Taylor, C.H.; Hoekstra, J.M.; Moritz, T.; Olivieri, S.; Parrish, J.; Pressey, R.L.; Rodrigues, A.S.L.; Sechrest, W.; Stattersfield, A.; Strahm, W. & Stuart, S.N. 2004. Coverage provided by the global protected-area system: is it enough? *BioScience* 54: 1081-1091

Brooks, T.M.; Mittermeier, R.A.; Fonseca, G.A.B.; Gerlach, J.; Hoffmann, M.; Lamoreux, J. F.; Mittermeier, C.G.; Pilgrim, J.D. & Rodrigues, A.S.L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313: 58–61.

Chazdon, R.L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458–1460.

Colyvan, M.; Burgman, M.A.; Todd, C.R.; Akcakaya, H.R. & Boek, C. 1999. The Treatment of Uncertainty And The Structure of IUCN Threatened Species Categories. *Biological Conservation* 89:245-249.

Crossman, N.D. & Bryan, B.A. 2009. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics* 68:654–668.

Crouzeilles, R.; Beyer, H.L.; Mills, M.; Grelle, C.E.V. & Possingham, H.P. 2015. Incorporating *habitat* availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic Forest mammals. *Diversity and Distributions* 21:1027–1037.

Fraga, C.N. & Smidt, E.C. 2004. *Bulbophyllum arianae* (Orchidaceae) a new species from the Atlantic Forests of Espírito Santo, Brazil. *Harvard Papers in Botany* 9 (1): 7-9.

Fraga, C.N. 2007. Conservação de espécies ameaçadas de extinção. In: Menezes L.F.T.; Pires, F.R.; Pereira, O.J. (Org.). *Ecosistemas Costeiros do Espírito Santo: Conservação e preservação*. Vitória: EDUFES, p. 145-153.

François, O.S.T. 1995. *A natureza à margem da lei: a ecologia à prova do direito*. Lisboa: Instituto Piaget.

Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. 2005. Status do hotspots Mata Atlântica: uma síntese. In Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. *Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: SOS Mata Atlântica & Belo Horizonte, MG: Conservação Internacional. pp. 3-11.

Geldmann, J.; Barnes, M.; Coad, L.; Craigie, I.D.; Hockings, M. & Burgess, N.D. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing *habitat* loss and population declines. *Biological Conservation* 161, 230–238.

Hilborn, R.; Arcese, P.; Borner, M.; Hando, J.; Hopcraft, G.; Loibooki, M.; Mduma, S. & Sinclair, A.R.E. 2006. Effective Enforcement in a Conservation Area. *Science* 314(5803): pp. 1266.

Holl, K.D. & Aide, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261:1558–1563.

Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad,

A.J.; Vandermeer, J. & Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.

IPEMA. 2005. Conservação da Mata Atlântica no Espírito Santo: cobertura florestal e unidades de conservação. Vitória. pp. 142.

IUCN 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland and Cambridge. 32 pp.

Ives, A.R. & Carpenter, S.R. 2007. Stability and Diversity of Ecosystems. *Science* 317(5834): 58-62.

Jackson, H.B. & Fahrig, L. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology* 27:929–941.

Jacquemyn, H.; Butaye, J. & Hermy, M. 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11: 417–423.

Kuussaari, M.; Bommarco, R.; Heikkinen, R.K.; Helm, A.; Krauss, J. & Lindborg, R. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24(10): 564–571.

Lira, P.K.; Ewers, R.M.; Banks-Leite, C.; Pardini, R. & Metzger, J.P. 2012. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology* 49:1325–1333.

Lobão, D.E. & Valeri, S.V. 2009. Sistema cacau-cabruca: conservação de espécies arbóreas da floresta atlântica. *Agrotropica* 21(1): 43 – 54.

Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P.; Bengtsson, J.; Grime, J.P.; Hector, A.; Hooper, D.U.; Huston, M.A.; Raffaelli D.; Schmid, B.; Tilman, D. & Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294 (5543): 804-808.

Lugo, A. E. 1988. Estimative reductions in the diversity of tropical forest species. In: Wilson, E. O. (org.) Biodiversity. National Academy Press: Washington. p:58- 70.

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

Martensen, A.C.; Ribeiro, M.C.; Banks-Leite, C.; Prado, P.I. & Metzger, J.P. 2012. Associations of forest cover, fragment area & connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* 26:1100-1111.

Martinelli, G. & Moraes, M.A. 2013. Livro Vermelho da Flora do Brasil. 1ed. Rio de Janeiro. Andrea Jakobsson. Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 60-102 p.

Martinelli, G; Valente, A.S.M.; Maurenza, D.; Kutschenko, D.C.; Judice, D.M.; Silva, D.S.; Fernandez, E.P.; Martins, E.M.; Barros, F.S.M.; Sfair, J.C.; Filho, L.A.F.S.; Abreu, M.B.; Moraes, M.A.; Monteiro, N.P.; Pietro, P.V.; Fernandes, R.A.; Hering, R.L.O.; Messina, T. & Penedo, T.S.A. 2013. Avaliações de risco de extinção de espécies da flora brasileira. In: Martinelli, G. & Moraes, M.A. Livro Vermelho da Flora do Brasil. 1ed. Rio de Janeiro. Andrea Jakobsson. Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 60-102 p.

Martins, E.M.; Fernandes, F.M.; Maurenza, D.; Pougy, N.; Loyola, R. & Martinelli, G. 2014. Plano de Ação Nacional para a Conservação do faveiro-de-wilson (*Dimorphandra wilsonii* Rizzini). Rio de Janeiro, Andrea Jakobsson Estúdio, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 52p.

Mea (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 86p.

Melo, F.P.L.; Pinto, S.R.R.; Brancalion, P.H.S.; P.S.; Rodrigues, R.R.; Aronson, J. & Tabarelli, M. 2013. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environ Sci Policy* 33:395–404.

Metzger, J.P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 142:1138–1140.

Milaré, E. & Coimbra, J.A.A. 2004. Antropocentrismo x ecocentrismo na ciência jurídica. *Revista de direito ambiental* 36: 9 – 42.

Mittermeier, R. & Scarano, F. 2013. Ameaças globais à biodiversidade de plantas. In: Martinelli, G. & Moraes, M.A. (Eds). Livro Vermelho da Flora Brasileira. Rio de Janeiro: Andrea Jakobson Estúdio, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Pp. 20-21.

MMA. 2014. Portaria nº 43, de 31 de janeiro de 2014.

Mori, S.A.; Boom, B.M. & Prance, G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of Eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33: 233–245.

Morris, D. 1990. O Contrato Animal. Tradução Lucia Simonini. Rio de Janeiro, Record.

Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, J. Wiley e Sons Press. 547 p.

Myers, N.R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hot spots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

Noss, R.; Nielsen, S. & Vance-Borland, K. 2009. Prioritizing ecosystems, species and sites for restoration. In: Moilanen, A.; Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (org.) Spatial Conservation Prioritization: quantitative methods and computational tools. Oxford University Press, London, UK. pp. 158–171.

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens M.H.H. & Wagner, H. 2011. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-6.

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. *PLoS One* 5(10): e13666

Pimm, S. L.; Russel, G. T.; Gittleman, J. A. & Books, T. M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.

Pougy, N.; Martins, E.;Verdi, M.; Maurenza, D.; Loyola, R. & Martinelli, G. 2015. Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da região de Grão Mogol Francisco Sá. Centro Nacional de Conservação da Flora, Jardim Botânico

do Rio de Janeiro, Laboratório de Biogeografia da Conservação. Andrea Jakobsson Estúdio. 76p.

Primack, R. & Rodrigues, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: Planta, 2008

Rappaport, D.I.; Tambosi, L.R. & Metzger, J.P. 2015. A landscape triage approach: combining spatial and temporal dynamics to prioritize restoration and conservation. *Journal of Applied Ecology* 52:590–601.

Rezende, C.L.; Uezu, A.; Scarano, F.R. & Araujo, D.S.D. 2015. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape Scale. *Biodiversity and Conservation* 24(9): 2255-2272.

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. *Conservation Biology* 142: 1141-1153.

Rice, R.A. & Greenberg, R. 2000. Cacao Cultivation and the Conservation of Biological Diversity. *Ambio* 29(3): 167-173.

Rodrigues, R.R.; Brancalion, P.H.S. & Isernhagen, I. 2009. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica. 264p.

Rolim, S.G. & Chiarello, A.G. 2004. Slow death of Atlantic Forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 2679 – 2694.

Rolla, F. 2010. Ética ambiental: principais perspectivas teóricas e a relação homem-natureza.

http://www3.pucrs.br/pucrs/files/uni/poa/direito/graduacao/tcc/tcc2/trabalhos2010_1/fagner_rolla.pdf. Acessado em 01/07/2016.

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(1): 89 – 101.

Sambuichi, R.H.R. 2006. Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacauzeira do sul da Bahia, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 20(4): 943 – 954.

Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. ConeforSensinode 2.2 user's manual: software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. Universidad de Llída. España. 55p.

Scarano, F.R. & Martinelli, G. 2010. Brazilian List of Threatened Plant Species: Reconciling Scientific Uncertainty and Political Decision-making. *Natureza & Conservação* 8:13-18

Scarano, F.R. 2006. Prioridades para conservação: a linha tênue que separa teorias e dogmas. In: Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Alves, M.A.S. & Van Sluys, M. (Eds.). *Biologia da conservação: Essências*. Editora Rima, São Carlos, p.23-39.

Schrott, G.R.; With, K.A. & King, A.W. 2005. On the importance of landscape history for assessing extinction risk. *Ecological Applications* 15: 493–506.

Silva, S.R.; Zappi, D.C.; Taylor, N. & Machado, M. 2011. Plano de ação nacional para a conservação das cactáceas. Série Espécies Ameaçadas nº 24. Instituto Chico Mendes, Brasília. 112p.

Simonelli, M. & Fraga, C.N. 2007. Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo. IPEMA, Vitória. 146 p.

Singer, P. 1993. *Ética Prática*. Tradução Jefferson Luís Camargo. São Paulo, Martins Fontes.

Sobral M. & Stehmann, J.R. 2009. An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990–2006). *Taxon* 58: 227–232.

Soulé, M.E. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35: 727–734.

Stauffer, D. 1985. *Introduction to percolation theory*. Taylor & Francis, London, United Kingdom.

Tambosi, L.; Martensen, A.; Ribeiro, M. & Metzger, J. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on *habitat* amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22: 169–177.

Tilman, D.; May, R.M.; Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. *Habitat* destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.

Tischendorf, L.; Grez, A.; Zaviezo, T. & Fahrig, L. 2005. Mechanisms affecting population density. *Ecology and Society* 10(1): 7.

Unger, N.M. 1991. O Encatamento do Humano: Ecologia e Espiritualidade. São Paulo: Loyola. apud Milaré, E. & Coimbra, J.A.A. 2004. Antropocentrismo x ecocentrismo na ciência jurídica. *Revista de direito ambiental* 36: 9 – 42.

Urban, D. & Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82:1205–1218.

Westphal, M.I.; Field, S.A. & Possingham, H.P. 2007. Optimizing landscape configuration: a case study of woodland birds in the Mount Lofty Ranges, South Australia. *Landscape & Urban Planning*, 81, 56–66.

Wilson, K.A.; McBride, M.F.; Bode, M. & Possingham, H.P. 2006. Prioritizing global conservation efforts. *Nature*, 440: 337–340.