

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA  
SILVESTRE

**ANDRÉ DE ALMEIDA CUNHA**

EXPANSÃO DA REDE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA E SUA EFICÁCIA  
PARA A PROTEÇÃO DAS FITOFISIONOMIAS E ESPÉCIES DE PRIMATAS: ANÁLISES EM SISTEMAS DE  
INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA.

Belo Horizonte  
Maio de 2010

André de Almeida Cunha

EXPANSÃO DA REDE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA E SUA EFETIVIDADE  
PARA A PROTEÇÃO FITOFISIONOMIAS E ESPÉCIES DE PRIMATAS: ANÁLISES EM SISTEMAS DE  
INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA.

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências biológicas (Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre)

Orientador: Gustavo Alberto Bouchardet da Fonseca

Co-Orientadora: Carla Bernadete Madureira Cruz

Belo Horizonte  
2010

**ANDRÉ DE ALMEIDA CUNHA**

EXPANSÃO DA REDE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA E SUA EFETIVIDADE  
PARA A PROTEÇÃO DAS FITOFISIONOMIAS E ESPÉCIES DE PRIMATAS: ANÁLISES EM SISTEMAS DE  
INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA.

Aprovada em 31 de maio de 2010

Banca Examinadora

---

Prof. José Fragoso, PhD.  
Stanford University

---

Prof. Cláudio Valladares-Pádua, PhD.  
Instituto de Pesquisas Ecológicas

---

Prof. Flavio Rodrigues, PhD.  
Universidade Federal de Minas Gerais

---

Dr. Adriano Paglia  
Conservação Internacional do Brasil

---

Prof. Gustavo A. B, da Fonseca, PhD (orientador)  
Universidade Federal de Minas Gerais

## FICHA CATALOGRÁFICA

Cunha, André de Almeida

Expansão da rede de unidades de conservação da Mata Atlântica e sua efetividade para a proteção das fitofisionomias e espécies de primatas: análises em sistemas de informação geográfica./ André de Almeida Cunha – Belo Horizonte: UFMG/ ICB/ PPG-ECMVS, 2010.

Xvii, 128f.: il.; 31cm.

Orientador: Gustavo Alberto Bouchardet da Fonseca

Co-Orientadora: Carla Bernadete Madureira Cruz

Tese (doutorado): UFMG/ ICB, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, 2010.

Referências Bibliográficas: f. 107-124.

1.Primatas 2.Tipos de Vegetação 3. Biogeografia 4. Espécies Ameaçadas 5. Eficácia das Áreas Protegidas. I. Cunha, André de Almeida. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Título.

## **Agradecimentos**

Agradeço a todos que me inspiram e incentivam a seguir no caminho da ecologia e conservação, especialmente ao meu orientador, Gustavo Fonseca, cujo exemplo de liderança, perseverança, e abordagem na interface da ciência e prática da conservação sempre foi uma referência marcante neste caminho. Ao Gustavo pelas conversas e conselhos fundamentais desde antes do ingresso no doutorado, no delineamento deste estudo até às críticas e sugestões para melhoria das análises, discussões e aprimoramento dos textos resultantes deste trabalho. Muito obrigado, Gustavo!

À minha co-orientadora, Carla Bernadete Madureira Cruz, e sua equipe que abriram as portas e me ajudaram a aprender um pouco mais sobre a teoria da cartografia e a prática, com suas dificuldades e atalhos, dos sistemas de informação geográfica e sensoriamento remoto, e alguns dos seus softwares. Agradeço a Carla especialmente por todo o carinho e atenção com que sempre me atendeu.

À equipe Mata Atlântica da Conservação Internacional do Brasil, sem a ajuda destes esta tese não seria possível. Ao Adriano Paglia e Adriana Paese por me incentivarem a seguir neste projeto e proporcionarem alguns encontros com meu, então, futuro orientador. Ao Luiz Paulo Pinto pela ponderação sobre a relevância dos temas tratados, sugestões de leitura, possíveis ajustes na tese, e discussões sobre a relevância do trabalho para subsidiar a conservação na prática. À Mônica Fonseca, Ivana Lamas, e Lúcio Bedê pelas boas conversas, ótimos contatos e idéias trocadas. Agradeço ainda ao Adriano, particularmente, pelas idéias preliminares que estimularam o desenvolvimento do quarto capítulo.

Aos colegas do Laboratório de Mastozoologia e Manejo de Fauna, UFMG, que me ajudaram a conhecer um pouco mais sobre a UFMG, o ICB, e o jeito mineiro de ser. A Raquel Moura, pelo companheirismo, pela ajuda na logística do Lab, as frutíferas conversas e os incontáveis cafezinhos com pão de queijo. Ao Luiz Dias, Heitor Cunha, Ítalo Mourthe, Leo Viana, Leo Gomes, Tafinha, Quincas, e outros colegas da “masto” e das equipes vizinhas que ocupam o mesmo espaço do Lab, pelos poucos, mas muito prazerosos e proveitosos momentos.

À equipe do Grupo Espaço, Departamento de Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, que me ensinaram muito sobre geografia e SIG, além de proporcionarem diversos momentos de descontração.

Aos professores e doutores Sérgio Maia, Henrique Rajão, Carlos Peres, Jean Paul Metzger, Rui Cerqueira, João Jarenkow, Jorge Waetcher, Alexandre Salino, Carlos Eduardo Grelle, Marcus Vinícius, Antonio Carlos Diegues, Leandro Jerusalinsky, e Bill Magnusson, pelas conversas sobre alguns ou vários capítulos desta tese.

Aos professores Adriano Paglia, Flávio Rodrigues, e Renata Souza-Lima, pela participação na banca do exame de qualificação e suas contribuições valiosas para o aprimoramento deste trabalho. A estes professores e também ao professor Cláudio Pádua, José Fragoso, e Fábio Scarano por aceitarem participar da banca de defesa, pelos comentários e sugestões de melhoria na tese.

A Conservação Internacional do Brasil – Programa Mata Atlântica, ao Departamento de Áreas Protegidas do Ministério do Meio Ambiente, e a Biodinâmica Engenharia e Meio Ambiente

Ltda, pela cessão da base de dados dos polígonos das unidades de conservação da Mata Atlântica.

Aos colegas da lista de discussão da primatologia do Brasil, que auxiliaram na complementação da base de dados de trabalhos sobre abundância dos primatas da Mata Atlântica.

Aos companheiros do Laboratório de Vertebrados, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, particularmente aos professores Rui Cerqueira, Marcus Vinícius Vieira, e Carlos Grelle, aos doutores Henrique Rajão e Maria Lucia Lorini, e os pós-graduandos Marcos Figueiredo, Mirian Plaza Pinto, e Renato Crouzeilles, pelas conversas sobre Mata Atlântica, biogeografia, bases de dados, critérios de análises, vieses, e relevância desta tese e de outros trabalhos acadêmicos, e suas aplicações na prática da conservação. Ao Nélio, Ângela Marcondes, Maja Kajin, Natalie Olifiers, Jayme Prevedello, Ricardo Finotti, Marcelle Pacheco, Ana Cláudia Delciellos, André Kid, Antônio Aisengart, Diogo Loretto, Fábio Pedreira e demais Labvertinos pela amizade e apoio.

À minha família, meu pai (Lefê) e minha mãe (Bee) por criarem seus filhos “no meio do mato” em Petrópolis, onde nasceu a curiosidade pela floresta. Agradeço a eles, assim como meus irmãos (Pedro e Joana) e minhas tias Ana Maria e Sylvia, e meus falecidos avós pelo apoio incondicional e por acreditarem que o caminho certo é aquele que escolhemos.

À minha nova família, minha mulher Helena (Lelê), por seu grande amor, pelo companheirismo, e por criticar, se interessar e ler meus trabalhos, inclusive esta tese. E minha pequena filha, Dora, por toda luz, energia e alegria que trouxe para nossas vidas e o incentivo para conquistar mais este passo. Por entenderem os momentos em que não pude me dedicar à família, e por me fazer cada dia muito mais feliz.

Ao CNPq, US-Fish & Wildlife Service, FAPEMIG, CAPES, PPGECMVS-UFGM pelo apoio financeiro e logístico para realização deste projeto e atividades da pós-graduação.

Ao pessoal do PPG-ECMVS, Mary Santos, Joyce Kelly e Frederico Teixeira, sempre dispostos a ajudar, mesmo por telefone ou email. Aos professores coordenadores Marcos Callisto e Flávio Rodrigues que também me auxiliaram sempre que solicitados.

Aos colegas do PPGECMVS, Raquel Moura, Ana Carolina Srbek, Tiago Metzker, Augusto Cá, João Valsechii, Alice Guimarães, Tadeu Gomes, Marcelo Vasconcelos, Margareth Maia, André Magalhães, Waldney Martins, à todos das turmas 2006 e 2007 do mestrado, 2006 do doutorado e outros amigos e amigas da pós-graduação do PPG-ECMVS, da PUC-MG, da Escola Nacional de Botânica Tropical ENBT-IPJB/RJ, PPGEU-UFRJ, e vários outros pelo companheirismo ao longo do curso e das disciplinas.

Aos amigos da turma 97/1 e outras turmas da biologia UFRJ: Gabriel Mendes, Thiago Carneiro, Frederico Meirelles, André Dias, Branca Medina, Patricia Rodin, Natália Leiner, Ricardo Mader, Alex Wey, Jorge Nascimento, Isabela Deiss, Fernando Tatagiba, Henrique Rajão, Sergio Maia, Rômulo, Igor, Bel Braz, Eduardo Bugallo, Júlia Soares, Ernesto Castro, Cecília Cronemberger, Pedro Constantino, Ana Carolina Crisóstomo, Karine Narahara, Juliana Marisco, Joana, e vários outros (as) pela amizade ao longo da graduação e muitos destes pelo companheirismo nos trilhos da ecologia e conservação atualmente.

Aos outros amigos da ecologia e conservação: André Alonso, Leandro Jerusalinsky, Raone Beltrão, Paulo Cordeiro, Helena Pavese, Fabrícia Guerra, Jean Boubli, Dan Pasca, Gustavo Canale, Renata Nitta, pelas ótimas conversas, que, de uma forma ou de outra, contribuíram para este trabalho.

Aos companheiros da SCGIS – Society for Conservation GIS, internacional, US, que me proporcionaram a oportunidade única de participar de cursos ministrado por instrutores de alto nível da ESRI, e particularmente ao John Schaffer, da Junipter GIS Solutions pelo excelente curso em análise espacial, ministrado em James Reserve, CA, e atenção especial à potenciais soluções para trabalhos desenvolvidos ao longo do doutorado. Muito obrigado ao Sasha (Alexander Yumakaev), Lisa Pierce, e Charles Convis e sua família, pela atenção com que me receberam, e aos colegas de todos os cantos do mundo que estiveram no Scholarship Program da SCGIS 2008, ESRI International Users Conference, e SCGIS Annual Conference. Vocês me ensinaram a diferença entre *conservation science* e *conservation on the ground*, e me passaram a paixão para continuarmos nos dedicando ao encontro destas duas áreas.

Aos colegas da SCGIS Brasil, Adriana Paese, Alexandre Uezu, Maria Lucia Lorini, Ana Maria Godoy, Claudia Funi, Marlon, Alessandra, e todos os outros que mantêm esta chama acesa para que possamos continuar difundindo a aplicação do SIG para a conservação.

À *Conservation Arcadia* e a comissão da *10<sup>th</sup> Student Conference on Conservation Science, University of Cambridge* pelo apoio para participação e apresentação no evento. Foi uma oportunidade excelente para conhecer trabalhos científicos de alto nível aplicados na conservação, trocar idéias sobre o meu projeto e dos outros participantes. Além de conhecer mais um bom punhado de jovens engajados na conservação, além dos professores desta instituição, referências mundiais na conservação.

*“Nature has put many of her eggs in a few baskets,  
and we are in danger of dropping even these”*

*Thomas M. Brooks et al.*



## Resumo

CUNHA, André de Almeida. Expansão da rede de unidades de conservação da Mata Atlântica e sua efetividade para a proteção das fitofisionomias e espécies de primatas: análises em sistemas de informação geográfica. Belo Horizonte, 2010. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

### Resumo

No último século, expressivos esforços nacionais e mundiais foram aplicados para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, destinados particularmente à criação e consolidação de áreas protegidas, em especial as unidades de conservação (UC). É necessário analisar qual o real esforço da sociedade para o estabelecimento da atual rede de UCs, e sua eficácia para a conservação da biodiversidade. O primeiro desafio para tal análise foi estabelecer qual o limite geopolítico mais adequado, que deve ser biogeograficamente coerente. A Mata Atlântica congrega uma ampla gama de fitofisionomias e espécies, com distintas histórias filogeográficas, e seus remanescentes estão severamente degradados. Adicionalmente, o governo federal estabeleceu dois limites para a Mata Atlântica brasileira, o Domínio e o Bioma, que diferem em 235 mil km<sup>2</sup>. O Domínio inclui, além do Bioma, áreas de transição, cuja composição das biotas é mais similar aos biomas circundantes, e não às áreas centrais da Mata Atlântica. Logo, o limite do Bioma Mata Atlântica é mais coerente do ponto de vista biogeográfico, e foi adotado para as demais análises desta tese. Entretanto, é importante criar legislações e ações específicas para a proteção dos remanescentes englobados no Domínio e não no Bioma, já que estes são mais escassos, degradados e desprotegidos do que aqueles englobados no Bioma. Após a definição dos limites, é importante analisar os fatores que levaram a expansão da rede de UCs, como o investimento dos diferentes níveis de governo e da iniciativa privada na criação de UCs, em diferentes categorias de proteção, e dentro de determinados limites geopolíticos. O contexto social, econômico e político é bastante distinto ao longo da Mata Atlântica brasileira, com isto, o comprometimento da sociedade e dos governos para a conservação da biodiversidade também é bastante diferenciado. Enquanto o governo federal, desde a década de 1930, criou principalmente UCs de proteção integral, somente alguns governos estaduais o fizeram a partir da década de 1960. A maioria dos governos estaduais criou, a partir da década de 1980, extensas áreas de UC de uso sustentável, principalmente Áreas de Proteção Ambiental, embora as críticas quanto à contribuição destas UCs para a conservação da biodiversidade sejam crescentes. O setor privado começou a investir na criação de UCs (RPPNs) somente na década de 1990, entretanto, recentemente houve uma diminuição na área de RPPNs criadas, e a área total ainda é pequena quando comparada à cobertura de outras UCs. Considerando que grande parte dos atuais remanescentes da Mata Atlântica está em propriedades privadas, é necessário criar novos incentivos para o envolvimento deste setor na conservação dos remanescentes do bioma, como o pagamento por serviços ambientais, e a demarcação de outras áreas protegidas, como as Reservas Legais e Áreas de Proteção Permanente. Por outro lado, é importante também assegurar uma rede robusta de áreas protegidas administradas pelos governos. Nas estratégias para a conservação é importante levar em conta a heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica. Logo, em uma escala macro, é interessante analisar, de forma padronizada, o estado de conservação e proteção dos remanescentes das diferentes fitofisionomias do bioma. A partir dos mapas do Levantamento de Uso e Cobertura do Solo

do Bioma Mata Atlântica e dos polígonos de UCs federais e estaduais foi possível analisar, em sistema de informação geográfica, o risco de extinção das diferentes fitofisionomias florestais da Mata Atlântica, e a eficácia das UCs de proteção integral, e daquelas de uso sustentável para a proteção dos remanescentes destas fitofisionomias. Com exceção da Floresta Ombrófila Densa, as outras quatro fisionomias florestais que ocorrem na Mata Atlântica, estão severamente reduzidas e desprotegidas, e devem ser classificadas como ameaçadas de extinção. Entretanto, considerando apenas os fragmentos protegidos em UCs de proteção integral, estas quatro fitofisionomias serão provavelmente extintas em um futuro próximo. De acordo com o atual mapeamento de uso e cobertura do solo, as UCs de proteção integral são mais eficazes para a proteção dos remanescentes da Mata Atlântica. As UCs de uso sustentável abrangem em 40% de seus territórios, pastos e áreas agrícolas, com pouco valor para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. No entanto, considerando que as UCUS são mais recentes, é adequado admitir este levantamento como uma linha de base, e monitorar futuras mudanças no uso e cobertura do solo, resultantes de degradação ou restauração da cobertura histórica da vegetação do bioma. Embora a análise padronizada do risco de extinção e proteção dos remanescentes das fitofisionomias seja útil para subsidiar as estratégias de conservação da Mata Atlântica, é desejável avaliar e monitorar a eficácia das UCs para proteção de outros elementos da biodiversidade. Merecem destaque especial, as espécies, em particular àquelas com importância extraordinária para manutenção dos processos ecossistêmicos e mobilização da sociedade para sua conservação, como os primatas da Mata Atlântica. Das 23 espécies de primatas da Mata Atlântica, 16 são endêmicas e 15 ameaçadas de extinção, e devido à perda de habitat e caça, a persistência destas espécies depende da eficácia das UCs para proteção de populações viáveis. Através da extensão do habitat protegido e de estimativas de densidade, é possível analisar a contribuição das UCs para proteção das espécies, e o tamanho potencial das populações protegidas em UCs. Oito, das vinte espécies analisadas, têm menos que 1% da sua área de distribuição em florestas protegidas no bioma. E para a maioria dos primatas da Mata Atlântica, o tamanho populacional potencial em florestas protegidas está aquém do necessário para manter populações mínimas viáveis. Isto é ainda mais preocupante considerando que os tamanhos populacionais potenciais provavelmente estão superestimados. Espécies em maior risco de extinção ocorrem em fitofisionomias também mais ameaçadas, e em estados com pequena cobertura de UCs. Logo, proteger e restaurar habitats para os primatas ameaçados de extinção da Mata Atlântica é uma tática promissora para proteção da biodiversidade do bioma, especialmente quando considerado o papel destes primatas como espécies-bandeira e espécies-paisagem. Esta tese evidenciou que embora tenha havido avanços significativos para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, com aumento expressivo da rede de UCs, os governos estaduais e a iniciativa privada contribuíram relativamente pouco para a proteção dos remanescentes, e somente uma pequena parcela da biodiversidade deste bioma tem chance de persistir em longo prazo. As ferramentas e os resultados desenvolvidos nesta tese, para a avaliação e monitoramento da expansão e eficácia da rede de UCs, além de servir como subsídios para ajustes de políticas públicas e para destinação de incentivos para a conservação, assim como, pretendem-se que a abordagem feita aqui seja aplicada e aprimorada em outras escalas e regiões.

Palavras-chave: áreas protegidas, fitofisionomias, espécies ameaçadas, estratégias de conservação, políticas públicas, hotspot de biodiversidade.

## Abstract

CUNHA, André de Almeida. Expansion of the Atlantic forest protected areas, and their efficacy towards the conservation of vegetation types and primates species: analysis in geographic information system. Belo Horizonte, 2010. Thesis (Doctorate in Ecology, Conservation and Wildlife Management), Graduate Program in Ecology, Conservation and Wildlife Management. Institute of Biological Sciences, Federal University of Minas Gerais, Brazil.

## Abstract

In the last century, massive investments towards biodiversity conservation were applied to the Atlantic forest, particularly for protected areas (PA) creation and management. However, the evaluation of the achievements of all these efforts is still scarce. To evaluate the expansion and efficacy of the Atlantic forest protected area network, the first step was to define the most appropriate geopolitical boundaries. This is especially difficult in the Atlantic forest, which congregates a myriad of vegetation types and species, with different phylogeographic histories, under severe destruction and fragmentation along the last five centuries. Additionally, two different boundaries for the Brazilian Atlantic forest were established by federal government, the Domain and the Biome, differing in 235.000 km<sup>2</sup>. The Atlantic forest Domain includes transition zones outside the Biome boundaries, where species composition are more similar to others biomes than the Atlantic Forest. Thus, the Atlantic Forest Biome is biogeographically more accurate than the Domain. However, according to the current legislation, the remnants outside Atlantic Forest are less protected, and those ones in the transition zones are more scarce, degraded and unprotected than the remnants inside the Biome limits. Considering governments and private sector as the main responsible for the creation of PAs, it is interesting to analyze the historical investment of these actors towards the establishment of current PA network in the Biome. Socioeconomic and political environment is also highly heterogeneous along the Brazilian Atlantic Forest Biome, as well as the commitment of private sector, states and federal governments towards the creation of new PAs. Federal government invested in all regions mainly in PAs for strictly protection (SPAs), since late 1930s, but there were only a few state governments creating SPAs, it occurs mainly in the southeastern region, and after the 1960s. Most state governments established, since the 1980s, sustainable use protected areas (SUPAs), despite increasing criticism about the failure of this PA category to biodiversity conservation. Private sector created its PAs (RPPNs) only since the 1990s, however, there was a slow increase in the area of RPPNs network in the last decade, and total area covered by RPPNs are still a small fraction of governments PAs network. Considering that most remnants of the current Atlantic forest are under private properties, new incentives towards the involvement of private sector are needed, such as the payment for ecosystems services (PES) and the implementation of other types of areas under protection in rural properties, such as Legal Reserves and Areas of Permanent Protection. On the other hand, governments must guarantee a representative cover of protected areas. Environmental heterogeneity also needs to be taking into account when setting conservation strategies for the Atlantic forest. In this sense, it is an interesting approach to analyze the conservation status and the protection of the remnants of different vegetation types in the biome. Using the Brazilian Biomes Land Cover Assessment maps and the polygons of current PAs, under different protection categories, it is possible to evaluate the risk of extinction of each vegetation type and the efficacy of SPAs and SUPAs to protect these remnants. With exception to the evergreen forest, all other four forest types are

threatened with extinction. Considering only the remnants inside SPAs, all these four forests could be probably extinct in the near future. Currently, land cover indicates SPAs more efficacy to protect the remnants of Atlantic Forest than SUPAs. Actually, 40% of SUPAs encompasses human land cover types. However, SUPAs are newer than SPAs, so this assessment should be considered as a baseline to monitor future changes in the land cover, from restoration or degradation, inside PAs, allowing a better evaluation of PAs efficacy between categories. Extinction risk and protection of the Atlantic forest vegetation types is a useful approach, however must be complemented by assessing other components of biodiversity. Species are good candidates, particularly those species with exceptional importance to ecosystems maintenance and social mobilization towards conservation, such as the primates of the Atlantic forest. Twenty three species occur in the biome, sixteen are endemic and fifteen threatened, mainly due to habitat loss, fragmentation, and hunting. The persistence of these primates in the Atlantic forest landscape depends, mainly, on the efficacy of PAs to protect viable populations. Habitat extension inside PAs and within the distribution range of each species, together with density estimates, were used to calculate potential population sizes of these species in PAs. Eight out of twenty species have less than 1% of their distribution ranges in the available habitat inside PA. Potential population sizes in current PAs network is not enough to guarantee long term viability for most primates in the Atlantic forest. This is even worse considering that population sizes are overestimated for most species. Species under most severe risk of extinction occur in most endangered vegetation types, and in states with a scarce PAs coverage, particularly state SPAs. Thus, protect and restore habitats, for the endangered primates of the Atlantic Forest, is a promising way to conserve the biodiversity and heterogeneity of this biome, especially when considering the importance of these primates as flagship and landscape species. This thesis evidenced that besides all efforts applied, and the expressive expansion of PA network, this was not enough to assure the conservation of Atlantic forest biodiversity. State governments and private sector, with few exceptions, did few contributions to the actual PAs network. Given the current trends of degradation, only a small fraction of vegetation types and primates species are probable to persist in the biome, as probably this is also true for other components of the Atlantic forest biodiversity. The present approach, tools, and results are useful to analyze the expansion and efficacy of PA network, it should assist decision making process and the destination of resources and incentives to biodiversity and ecosystem conservation. Hopefully it could be disseminated, improved, and adjusted to evaluate PA networks in other regions.

Key-words: vegetation types, threatened species, extinction risk, biogeography, biodiversity hotspot, conservation planning.

## SUMÁRIO

1. Introdução Geral	1
2. Capítulo 1 - Mata Atlântica: Bioma ou Domínio? Considerações sobre a biogeografia e extensão dos dois limites propostos.	9
2.1. Introdução	10
2.2. Materiais e Métodos	16
2.3. Resultados	19
2.4. Discussão	24
3. Capítulo 2 – Expansão da rede de unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável na Mata Atlântica brasileira.	34
3.1. Introdução	35
3.2. Materiais e Métodos	41
3.3. Resultados	44
3.4. Discussão	50
4. Capítulo 3 – Risco de extinção das fitofisionomias e a cobertura e uso do solo em unidades de conservação da Mata Atlântica	61
4.1. Introdução	62
4.2. Materiais e Métodos	67
4.3. Resultados	69
4.4. Discussão	74
5. Capítulo 4 – Habitat disponível e as populações de primatas protegidas nas unidades de conservação da Mata Atlântica.	80

5.1. Introdução	81
5.2. Materiais e Métodos	85
5.3. Resultados	88
5.4. Discussão	92
6. Discussão Geral	98
7. Referências Bibliográficas	107
Anexos	126

## Lista de Tabelas

Tabela 2.1. Classificações das sub-regiões da Mata Atlântica brasileira no século XX.	11
Tabela 2.2: Extensão da Mata Atlântica nas unidades federativas- UF, ou estados, do Brasil, de acordo com os limites do Domínio da Mata Atlântica (Brasil, 2008) e do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a). Os números indicam a área absoluta do bioma em cada UF, e entre parênteses a porcentagem da Mata Atlântica encontrada na UF/ e a porcentagem da área da UF dentro da Mata Atlântica.	19
Tabela 2.3: Extensão das ecorregiões (Oslo et al, 2001) na Mata Atlântica abrangidas pelos limites do Domínio da Mata Atlântica (Brasil, 2008) e do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a). Os valores entre parênteses representam a porcentagem da Mata Atlântica na dada ecorregião, e a porcentagem da ecorregião dentro de dado limite.	22
Tabela 3.1: Extensão histórica do Bioma Mata Atlântica (anterior ao século XVI, Brasil, 2004a), seus remanescentes atuais (Cruz & Vicens, 2007), e o percentual do Bioma e da área equivalente dos remanescentes (entre parênteses) em UCs de proteção integral UCPIs, UCs de uso sustentável – UCUSs, de administração federal e estadual, e reservas privadas – RPPNs, nas regiões e estados brasileiros. Para o cálculo de remanescentes desprotegidos foi considerada que toda área em UCPIs e RPPNs protegem remanescentes, mas a área em UCUSs não foi descontada.	43
Tabela 4.1: Risco de extinção das fisionomias florestais da Mata Atlântica, incluindo a extensão da cobertura histórica e atual. Risco de extinção de acordo com Rodríguez et al. (2007, 2008), considerando a cobertura de remanescentes, <10% da cobertura histórica como criticamente ameaçado (CR); <30% ameaçado, e < 50% como vulnerável (VU). Foi adicionada uma quarta categoria, provavelmente extinto em um futuro próximo (ExT), para as fitofisionomias com menos de 1% da cobertura histórica remanescente.	66
Tabela 5.1: Categoria de risco de extinção (IUCN, 2009), tamanho do corpo (Fonseca et al., 1996), e distribuição das espécies de primatas da Mata Atlântica (IUCN, 2009). Extensão da distribuição em áreas protegidas, e de habitat florestal protegido dentro da distribuição das espécies, e estimativas de abundância e tamanho potencial das populações de primatas na atual rede de áreas protegidas do Bioma Mata Atlântica.	85

## Lista de Figuras

- Figura 2.1: Limites da Mata Atlântica no território brasileiro. A linha tracejada representa o Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008) e a linha contínua delimita o Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a). Os tons de cinza representam as ecorregiões abrangidas (Olson et al., 2001). 16
- Figura 2.2: Áreas divergentes entre os limites da Mata Atlântica no território brasileiro. 20
- Figura 3.1: Extensão da rede de unidades de conservação – UCs da Mata Atlântica e os atuais remanescentes do Bioma nos estados brasileiros. 45
- Figura 3.2: Expansão das redes de unidades de conservação – UCs federais, estaduais, e privadas do Bioma Mata Atlântica no último século nas regiões sul, sudeste e nordeste do Brasil. 47
- Figura 4.1: Fitofisionomias florestais da vegetação brasileira (Brasil, 2004b) no Bioma Mata Atlântica (2004a). 62
- Figura 4.2: Cobertura e uso do solo no Bioma Mata Atlântica, e suas unidades de conservação de proteção integral (UCPI) e de uso sustentável (UCUS). Levantamento do uso e cobertura do solo atual do Bioma Mata Atlântica de Cruz & Vicens (2007) e Brasil (2007). 69
- Figura 5.1: Relação entre o tamanho populacional potencial dos primatas da Mata Atlântica no habitat disponível nas UCs e (a) a área de distribuição; (b) área de remanescentes em UCs; (c) o tamanho de corpo; e (d) estimativa de densidade máxima para a espécie. 91

## Lista de Anexos

- Anexo 1. Participação em Congressos e Simpósios no período do doutorado (2006-2010). Asteriscos simples indicam palestras ou apresentações orais. Asteriscos duplos às apresentação de trabalhos relacionados a esta tese, com citação do PPG-ECMVS. 122
- Anexo 2. Publicações no período do doutorado (2006-2010). Asteriscos simples indicam trabalhos com filiação explícita ao curso de Pós-Graduação ECMVS-UFMG, e asteriscos duplos trabalhos diretamente relacionados à tese. 123

## 1. Introdução Geral

A Mata Atlântica é um bioma mundialmente conhecido pela elevada riqueza e endemismos de espécies, assim como, pela intensa destruição e fragmentação do habitat e elevado número de espécies em risco de extinção (Mittermeier et al., 2004). A diversidade da Mata Atlântica é extremamente elevada, e somada à heterogeneidade ambiental e elevada diversidade biológica, existe também uma grande diferença na história da ocupação humana, do uso do solo, e diferentes contextos socioambientais, incluindo aspectos culturais e econômicos muito díspares entre os estados e regiões geopolíticas da Mata Atlântica. Desta forma, a Mata Atlântica não deve ser considerada com um alvo homogêneo nas estratégias de conservação. É necessário monitorar os avanços, planejar e executar as táticas para a conservação da biodiversidade de acordo com os atributos ambientais e contextos socioeconômicos de cada região. Deve-se considerar que algumas espécies têm maior capacidade de mobilização da sociedade para a conservação, as espécies-bandeira, das quais os primatas são os exemplos mais representativos na Mata Atlântica, como por exemplo, o mico-leões (*Leontopithecus* spp.), e os muriquis (*Bachyteles* spp.). Estas espécies devem ter papel de destaque nas estratégias regionais de conservação, e no monitoramento e divulgação dos avanços nas metas para conservação do bioma.

Historicamente, as áreas protegidas são consideradas umas das principais ferramentas para proteção de espécies e ecossistemas, geralmente são territórios especificamente designados para a conservação de paisagem não antrópicas e seus componentes. A criação de áreas protegidas, ou mais especificamente das unidades de conservação (UCs) no Brasil, é feita principalmente pelas autoridades governamentais, muitas vezes motivadas pela pressão e mobilização da sociedade.

Assim, na Mata Atlântica brasileira, a rede de UCs se expandiu de forma distinta em cada estado e região do país, impulsionada pela pressão da sociedade, e repostas das autoridades governamentais. E conseqüentemente, diferentes habitats, fitofisionomias e espécies estão desigualmente protegidas. Desta forma, é essencial desenvolver e aplicar métodos para avaliar e monitorar os avanços na conservação de alvos nas diferentes regiões da Mata Atlântica, de forma padronizada.

A análise e acompanhamento do avanço nas metas de conservação da natureza de um país ou região, como por exemplo, a cobertura de áreas protegidas, deve levar em conta os diferentes limites geopolíticos, tanto os territórios sob a administração de determinado governo, no caso, os estados, regiões, ou países, assim como os limites das unidades da paisagem que compõem o alvo a ser conservado, como os ecossistemas, fitofisionomias, ou biomas. No entanto, a delimitação destes territórios é arbitrária, e no caso dos limites das unidades da paisagem, particularmente dos biomas brasileiros, é uma tarefa bastante complexa. O Brasil é um país megadiverso, e esta elevada riqueza e endemismos de espécies são resultado de uma elevada heterogeneidade ambiental. Isto, somada a dimensão continental do Brasil, faz com que qualquer separação arbitrária do país em alguns poucos biomas, estimule o debate acerca dos critérios e resultados de tal delimitação. No caso da Mata Atlântica brasileira, o governo federal estabeleceu dois limites distintos, o primeiro foi definido por um grupo de pesquisadores e conservacionistas, é conhecido como Domínio Mata Atlântica (Pinto et al., 1996), recentemente declarado o limite oficial para a Mata Atlântica (Brasil, 2008). Entretanto, em 2004 (Brasil, 2004a), o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) consolidou o Mapa dos limites dos Biomas Brasileiros, no qual o limite do Bioma Mata Atlântica difere daquele do Domínio Mata Atlântica. Embora ambos os limites tenham sido construídos a partir do Mapa de Vegetação do

Brasil (1993), estes diferem em 235 mil km<sup>2</sup>, devido à inclusão, ou não, de diversas formações florestais e de fitofisionomias abertas, em áreas de transição com outros biomas. Considerando esta expressiva diferença entre a extensão dos dois limites para a Mata Atlântica, e a sobreposição com outros biomas, como Caatinga, Cerrado, Pantanal, e Pampas, é interessante analisar a composição da biota nas áreas divergentes entre os dois limites, e analisar a coerência biogeográfica destas duas delimitações. Por meio desta abordagem, pretende-se contribuir para o ajuste e elaboração de políticas públicas consistentes com a biogeografia da Mata Atlântica. Portanto, a primeira abordagem desta tese é comparar os dois limites propostos para a Mata Atlântica brasileira, e sua abrangência nas diferentes ecoregiões, estados e regiões geopolíticas do país. Analisei a composição da biota, a partir de inventários disponíveis na literatura, com ênfase nas quatro principais áreas de divergência entre o limite do Domínio e o do Bioma Mata Atlântica, os Brejos Nordestinos, as Florestas Secas do São Francisco e Chapada Diamantina, a Serra da Bodoquena, e o entorno da Lagoa dos Patos.

Após a escolha dos limites mais adequados, é possível proceder para a análise no cumprimento de metas para conservação de determinados alvos, como, por exemplo, a cobertura de áreas protegidas nas regiões geopolíticas ou fitofisionomias do bioma. É importante lembrar que os governos são os principais responsáveis pela criação de UCs, e atuam em territórios específicos, implantando políticas demandadas pela sociedade que o elegeu. Logo, torna-se estratégico avaliar o papel histórico dos governos, e mais recentemente da iniciativa privada, na criação e expansão da rede de áreas protegidas da Mata Atlântica.

As áreas protegidas podem ser classificadas em seis categorias complementares, de acordo com a IUCN (Looke & Dearden, 2005). Estas categorias

de áreas protegidas vão desde aquelas destinadas à proteção integral dos recursos e paisagens naturais, como no caso brasileiro as Reservas Biológicas até aquelas UCs com objetivo de promover o ordenamento territorial e o desenvolvimento sustentável. Na Mata Atlântica, as primeiras UCs foram criadas para a proteção integral (UCPIs) das paisagens naturais, estas UCs são equivalentes as classes I a III de áreas protegidas da IUCN (Silva, 2005). No entanto, nas últimas duas décadas houve um grande incentivo à criação de UCs de uso sustentável (UCUSs), equivalentes as classes IV a VI da IUCN. Embora as UCUSs possibilitem, ao menos em teoria, a conciliação entre conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos com o bem estar e desenvolvimento das populações humanas (Silva, 2005), ainda restam dúvidas se estas UCUSs conseguem cumprir com seu objetivo. É importante notar que mesmo dentro destes grupos, UCPIs e UCUS, existem diversas categorias de UCs, que contribuem de forma distinta para a conservação. A criação e a escolha da categoria de UCs a ser criada é feita muitas vezes de forma oportunista e não baseada exclusivamente em critérios técnicos. E algumas UCs, como as de uso sustentável, particularmente as Áreas de Proteção Ambiental – APAs são menos custosas para serem criadas, pois elas não dependem de posse pública da terra, e portanto, de processos de desapropriação. Por outro lado, estas são frequentemente questionadas quanto à sua eficácia para conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, ou seja, pode não ser eficazes para frear o processo de extinção de espécies. Para completar o tabuleiro de xadrez das UCs na Mata Atlântica brasileira, devemos levar em conta ainda a iniciativa privada, que recentemente começou a investir timidamente na criação de áreas protegidas, as RPPNs, que devido aos seus objetivos, restrições de uso dos recursos naturais e aspectos administrativos, podem ser consideradas intermediários entre as UCUSs e UCPIs. Neste contexto, é

interessante analisar, em uma perspectiva histórica, o investimento dos governos e da iniciativa privada para criação de UCs de diferentes categorias, nos diferentes territórios geopolíticos que compõem determinada região, ou bioma, como a Mata Atlântica. Assim, é possível identificar os avanços e as lacunas na rede de áreas protegidas em cada região e estado, e identificar os atores que contribuíram para tais avanços e lacunas. Esta abordagem permite assim, identificar as responsabilidades destes atores também para a gestão da atual rede de UCs em cada estado e região da Mata Atlântica brasileira.

A análise da cobertura de áreas protegidas das diferentes categorias e nas diferentes regiões de um bioma é somente o primeiro passo para avaliação da expansão e eficácia da rede de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade. É fundamental analisar também o avanço na proteção de elementos da biodiversidade propriamente dita. Embora seja interessante focar no avanço para proteção de espécies, os dados disponíveis sobre o estado de conservação das espécies são limitados a poucos táxons, particularmente alguns vertebrados. Portanto, é interessante uma primeira abordagem que monitore os avanços para a conservação de elementos mais abrangentes, e complementares as espécies, cujos dados, preferencialmente possam ser medidos de forma padronizada, e estejam disponíveis para a região como um todo. Neste sentido, considerar as divisões fitogeográficas pode ser uma abordagem estratégica para monitorar os avanços na conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. De acordo com o Mapa de Vegetação do Brasil (2004b), o Bioma Mata Atlântica engloba cinco formações florestais, além de diversas formações abertas, como savanas florestadas, campos de altitude, manguezais, e restingas. A partir do levantamento do uso e cobertura do solo dos biomas brasileiros (Brasil, 2007), concluído recentemente, é possível analisar a perda

de habitat em relação à cobertura histórica de cada uma das fitofisionomias (Brasil, 2004b). Assim, é possível quantificar os remanescentes de cada uma das fitofisionomias da Mata Atlântica, classificando-as em diferentes categorias de riscos de extinção, de acordo com a extensão de seus remanescentes (Rodríguez et al., 2007, 2008). Adicionalmente, através da interseção dos mapas de uso e cobertura do solo com os polígonos das UCs, podemos analisar a eficácia dos diferentes tipos UCs para a proteção dos remanescentes da vegetação histórica da Mata Atlântica. Esta foi a abordagem para o terceiro capítulo desta tese.

O monitoramento da cobertura de remanescentes, e da expansão das UCs nas diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica é uma forma relativamente pouco custosa para medirmos os avanços nas metas para a conservação do bioma, de forma padronizada e considerando sua heterogeneidade, ao menos em parte. É também uma medida simples, de fácil comunicação para a sociedade em geral. No entanto, é importante monitorar também o avanço, ou retardo, na proteção de alvos mais discretos da biodiversidade, facilmente contabilizáveis, como as espécies, as quais a proteção parcial das fitofisionomias pode, ou não, garantir sua proteção e viabilidade a médio e longo prazo. De fato, monitorar e garantir a conservação de espécies é fundamental para a manutenção da biodiversidade, já que espécies extintas jamais retornarão, enquanto que fitofisionomias perdidas podem, ao menos em parte, ser restauradas, mesmo com perda de várias de suas espécies (Brooks & Rylands, 2003). Para o monitoramento de metas para a conservação, tornam-se particularmente interessantes às espécies estratégicas para idealização e implementação de planos regionais de conservação (Sanderson et al., 2002), e que, ao mesmo tempo, consigam capturar a atenção e investimentos da sociedade para sua conservação, como os primatas da Mata Atlântica (Cunha & Grelle, 2008). Os primatas estão entre as

espécies mais estudadas, cuja taxonomia, áreas de distribuição, e aspectos ecológicos e sociais são bem conhecidos, assim como, as ameaças às suas populações. A partir destes parâmetros é possível avaliar o risco de extinção, geralmente, através das listas vermelhas locais, regionais, e globais (IUCN, 2001, Rodrigues et al., 2006). Dentre os fatores que agravam o risco de extinção, o tamanho pequeno das populações é provavelmente o principal fator determinante para a extinção das espécies. Para espécies florestais como os primatas da Mata Atlântica, as UCs são os principais territórios para assegurar a persistência das populações. A Mata Atlântica é um dos locais mais importantes do mundo para a conservação dos primatas, das 23 espécies que ocorrem no Bioma, 16 são endêmicas e, ao menos, 15 são ameaçadas de extinção, de acordo com a lista vermelha da IUCN (IUCN, 2009). Para os primatas da Mata Atlântica as áreas protegidas são provavelmente os refúgios mais eficazes para viabilidade de suas populações em longo prazo. Para as espécies de grande porte, poucas populações permanecem em florestas fora de UCs. Portanto, é fundamental monitorar a eficácia da rede atual de UCs para a conservação destas espécies. Embora análises de lacunas já tenham sido realizadas, estas levam em conta somente a área sobreposta entre as UCs e o mapa distribuição das espécies. É necessário saber quanto habitat disponível ainda resta dentro destas UCs, e ainda, qual o número total de indivíduos que estas florestas comportam ou potencialmente poderiam comportar. Assim, poderemos analisar a eficácia da rede de UCs para a proteção de populações viáveis dos primatas da Mata Atlântica. Com base na extensão de habitat florestal protegido dentro da área de distribuição, e estimativas de densidade, através de transecção linear, estimei o número potencial de indivíduos vivendo nas UCs. Ao menos quatro espécies devem ser recategorizadas em um nível de risco de extinção

mais severo do que o atual na lista global, de acordo com os resultados de extensão de habitat ocupado e número total de indivíduos calculados neste trabalho.

Com a abordagem brevemente apresentada acima, proponho uma metodologia simples para avaliar e monitorar a contribuição da sociedade para a criação e gestão da atual rede de UCs, e a eficácia destas UCs para proteção dos remanescentes das fitofisionomias e das espécies de primatas da Mata Atlântica. Procuo utilizar ferramentas simples e alvos representativos da biodiversidade da Mata Atlântica, visando à facilidade de comunicação e a apropriação das metodologias e resultados por gestores, tomadores de decisão e comunicadores da área ambiental. É uma abordagem simples e robusta, que pode ser facilmente replicadas para outros biomas, regiões ou países, embora possa e deva ser complementada. Com isto, pretendo estabelecer um conjunto simples, embora inovador, de ferramentas para monitorar a expansão e eficácia da rede de áreas protegidas, aplicáveis em qualquer outra região, bioma, ou país.

## Capítulo 1

# MATA ATLÂNTICA: BIOMA OU DOMÍNIO? CONSIDERAÇÕES SOBRE A BIOGEOGRAFIA E EXTENSÃO DOS DOIS LIMITES PROPOSTOS.

## 2.1. Introdução

A Mata Atlântica é conhecida como uma das regiões com maior riqueza e endemismo de espécies, assim como uma das mais ameaçadas do planeta (Mittermeier et al., 2004). Embora seja amplamente utilizado e aceito, este termo não define uma unidade biogeográfica consistente, sendo um nome popular sem significado científico preciso (Câmara, 2003). Muitos autores propuseram divisões para as fitofisionomias do Brasil, mas não citaram o termo Mata Atlântica nem tampouco a delimitaram como é atualmente aceito (Tabela 2.1). A área conhecida como Mata Atlântica (Brasil, 2008) foi classificada por Ab'Saber, em 1965, como dois Domínios Morfoclimáticos, além de uma “faixa de contato e transição bastante variada e complexa”, abrangendo extensas áreas entre as florestas atlânticas e de araucárias com o cerrados e a caatingas (Tabela 2.1) (Ab'Saber, 2003). Já Hueck (1972) identificou quatro regiões de vegetação distintas nesta área, e Rizzini (1979) classificou-a em dois complexos vegetacionais, além de trechos de restingas. E o recente enfoque de ecoregiões, (Olson et al., 2001) propõe, em escala mais fina, unidades biogeográficas para o mapeamento da biodiversidade global, das quais a Mata Atlântica abrange 12 ecoregiões, além de porções da Caatinga, Cerrado e Savanas Uruguaias (Figura 2.1, Tabela 2.1). Posteriormente, com base em endemismos de vertebrados, foi proposto o agrupamento e subdivisão destas 12 ecoregiões em oito biorregiões (Silva & Casteletti, 2003), delimitadas dentro do Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008).

Tabela 2.1: Classificações das sub-regiões da Mata Atlântica brasileira no século XX.

Domínios Morfoclimáticos Brasileiros	As Florestas da América do Sul	Tratado de Fitogeografia do Brasil	Ecorregiões
Ab'Saber (1965)	Hueck (1972)	Rizzini (1979)	Olson et al. (2001)
Áreas Mamelonares Florestadas, ou Domínio Tropical-Atlântico	Mata pluvial costeira do Brasil Região das matas subtropicais do leste e do sul do Brasil	Floresta Atlântica	Floresta Costeira da Bahia Floresta do Interior da Bahia Floresta Costeira de Pernambuco Floresta do Interior de Pernambuco Floresta Costeira da Serra do Mar Floresta Atlântica do Alto Paraná
Planaltos subtropicais com araucárias	Região das matas de araucária do sul do Brasil Região costeira do Brasil	Pinheiral Restingas	Floresta Úmida de Araucária Restinga da Costa Atlântica Mangues Sul-Atlânticos Floresta Seca Atlântica
Faixas de transição não diferenciadas			Floresta Úmida dos Enclaves da Caatinga Campos Rupestres de Savana Montana

Historicamente, o governo federal estabeleceu dois limites para a Mata Atlântica brasileira: o Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008) e o Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a) (Figura 2.1). Em 1996, o limite do Domínio da Mata Atlântica foi estabelecido após uma série de workshops com cientistas, técnicos de órgãos ambientais e conservacionistas (Pinto et al., 1996). Este limite tenha sido muito utilizado para guiar políticas públicas para conservação (Conservation International do Brasil et al., 2000) e análises biogeográficas (Cordeiro, 2001; Pires et al., 2000; Silva & Casteletti, 2003; Silva et al., 2004). O termo Domínio florístico refere-se a uma área com acentuado endemismo em nível específico (Drude, 1890, apud Brasil, 2004b). Já Domínio morfoclimático e fitogeográfico é considerado por Ab'Saber (2003) como uma área extensa relativamente homogênea quanto a fisiografia e biogeografia. O termo “Domínio” não foi definido no âmbito do

“Domínio Mata Atlântica” (Pinto et al., 1996), o que dificulta uma análise sobre a adequação de seus limites, do ponto de vista biogeográfico. O segundo limite proposto é o do Bioma Mata Atlântica, baseado no Mapa de Vegetação do Brasil (Brasil, 2004b). Em 2005 esta delimitação havia sido adotada como o limite oficial da Mata Atlântica brasileira para o Ministério do Meio Ambiente (<http://mapas.mma.gov.br>, acessado em 28 de março de 2008, Brasil 2004a).

Da mesma forma que o termo Mata Atlântica, a definição do conceito bioma, também é variável e controverso. Está relacionado à fitofisionomia, e em alguns casos também à composição da biota, incluindo a fauna (Coutinho, 2006). Alguns autores sugerem ainda que a Mata Atlântica é um complexo de biomas e não apenas um (Scarano, 2002, Coutinho, 2006). Finalmente, em 2006, foi sancionada a Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006, Brasil 2006) que não é clara quanto à delimitação da Mata Atlântica, e cita tipologias vegetacionais genéricas que também ocorrem em outros biomas (e.g. Floresta Ombrófila Densa, Brasil 2004b). Para delimitação, foi elaborado o Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428/ 2006 (Brasil, 2008), cujos limites são os mesmos do Domínio da Mata Atlântica (Pinto et al., 1996), que é o limite e o termo mais comumente utilizado, assim como adotado neste trabalho, quando citado somente Mata Atlântica. As áreas divergentes entre o Domínio e o Bioma, em geral, carecem de informações sobre a composição da biota (Cordeiro, 2001; Pires et al., 2000; Grelle, 2000; Silva et al., 2004; De Marco & Vianna, 2005). Logo, as análises filogeográficas para a Mata Atlântica não incluem amostras destas áreas, ou ainda não incluem amostras representativas das biotas do cerrado e caatingas adjacentes (Pires et al., 2000; Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Silva et al., 2004; Santos et al., 2007), o que poderia, ou não, apontar um maior parentesco da biota destas áreas de transição com os biomas circundantes.

A Mata Atlântica (Brasil, 2008) engloba tipos vegetacionais muito díspares (Rizzini, 1979), com uma complexa história biogeográfica ao longo do Quaternário (Ab'Saber, 2003). A evolução da rica biota atual da Mata Atlântica é atribuída majoritariamente às oscilações climáticas do final do Terciário e Pleistoceno, que levaram ao isolamento de refúgios de habitat, causados por vários eventos em diferentes partes do tempo geológico (Prance, 1982). A teoria dos refúgios (Haffer, 1969; Vanzolini, 1970) explica satisfatoriamente os eventos de diferenciação que mais contribuíram para a composição da biota moderna da Mata Atlântica (Bigarella & Andrade-Lima, 1982, Kinzey, 1982, Brown, 1987, Haffer, 1987; Prance, 1987; Pires et al., 2000; Silva et al., 2004, Carnaval et al., 2009). No entanto, a resposta de cada táxon frente às mesmas oscilações climáticas é diferente (Prance, 1982), e a biota atual é o resultado da sobreposição da distribuição de espécies com distintas histórias evolutivas. Táxons vivendo em um mesmo local dificilmente compartilham a mesma história biogeográfica (Brown, 2004). Esta complexa história da formação da biota Neotropical e, particularmente, da Mata Atlântica, somada à distribuição geográfica dinâmica das espécies, dificulta o estabelecimento de um limite mais adequado, ou consensual, para este bioma. Adicionalmente, a intensa destruição e fragmentação das florestas Neotropicais nos últimos séculos, particularmente em locais onde a composição e distribuição da biota são pouco conhecidas, como as florestas do nordeste do Brasil (Coimbra-Filho & Câmara, 1996) altera os limites da cobertura histórica (pré-colonização europeia) das fisionomias e a distribuição das espécies. Atualmente, entre 12% e 16% do território total do Domínio (Ribeiro et al., 2009) ou de 22% a 26% do Bioma Mata Atlântica (Cruz & Vicens, 2007) apresenta remanescentes semelhantes à cobertura original, o restante foi convertido em paisagens antrópicas, principalmente pastagens e agricultura. O habitat remanescente

está extremamente fragmentado e degradado (Ribeiro et al., 2009), mas ainda suporta elevada riqueza de espécies (Fonseca et al., 2009, Pardini et al., 2009, Vieira et al., 2009). No entanto, as populações de grandes vertebrados já não são viáveis na maioria das paisagens (Galetti et al., 2009), e o débito de extinção parece não tardar a mostrar seus efeitos, ou seja, a perda de espécies que ainda persistem, caso a paisagem não seja adequadamente manejada em um horizonte próximo (Metzger et al., 2009).

A complexa história biogeográfica dos táxons neotropicais, particularmente da Mata Atlântica, somada à intensa alteração antrópica na cobertura e uso do solo nos últimos cinco séculos, dificulta a distinção entre possíveis limites para Mata Atlântica. Logo, delimitar uma única unidade biogeográfica, seja Bioma ou Domínio, ou outra denominação qualquer para a Mata Atlântica é uma tarefa complexa e arbitrária. A adoção de qualquer limites traz implicações para a gestão de políticas e conseqüências diretas para conservação da biodiversidade. Considerando o aspecto legal, as formações florestais fora da Mata Atlântica, Amazônia, e Pantanal não são protegidas como patrimônio nacional (Brasil, 1965). No entanto, o ordenamento territorial e as estratégias para conservação da biodiversidade demandam o estabelecimento de limites geopolíticos, e esta delimitação deve ser a mais compatível com a conservação sob o ponto de vista biogeográfico. Visando contribuir para compreensão da biogeografia desta região e para a formulação de políticas públicas coerentes com o conhecimento científico, analisamos a abrangência e as diferenças entre os dois limites da Mata Atlântica adotados no Brasil. Comparamos a abrangência geográfica e sobreposição dos dois limites da Mata Atlântica com as Ecorregiões (Olson et al., 2001) e fitofisionomias englobadas por estes limites, além da composição e relações

biogeográficas da biota e características do clima nas áreas de divergência entre o limite do Domínio e o do Bioma.

## 2.2. Métodos

Analisamos a abrangência geográfica e as áreas divergentes entre os limites do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a) e do Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008) em sistemas de informação geográfica. Os polígonos (shape-files) destes limites foram superpostos aos polígonos das ecorregiões (Olson et al., 2001). Todos estes limites foram elaborados por seus autores a partir do Mapa de Vegetação do Brasil (1993, 2004b). Cada um destes limites engloba diferentes porções de florestas decíduas e semidecíduas do centro e nordeste do Brasil (Figura 2.1), justificadas com base na composição e biogeografia de alguns taxa, frequentemente aves e mamíferos (Silva & Cateletti, 2003). Por fim, os polígonos de ambos os limites para Mata Atlântica (Domínio e Bioma) foram superpostos com as unidades federativas (estados) e regiões (nordeste, sudeste, centroeste e sul) do Brasil. Para realizar as análises, todas as bases de dados foram previamente padronizadas para o sistema de projeção (latitude e longitude) e o datum (South America 1969), as superposições foram realizadas com a ferramenta intersect do programa ArcGis 9.0. Para o cálculo da área dos polígonos resultantes foi utilizada a projeção “equivalente de Albers”, minimizando as deformações de tamanho no cálculo das áreas dos polígonos resultantes (Ormsby et al., 2004). Contabilizamos a área absoluta das ecorregiões e dos estados abrangidos para cada um dos dois limites propostos para a Mata Atlântica, Domínio e Bioma, e também o percentual da área de cada estado, e de cada ecorregião ocupados por cada um dos limites da Mata Atlântica, e o quanto que esta área representa da área total do Domínio e do Bioma Mata Atlântica (Tabelas 2.1 e 2.2).

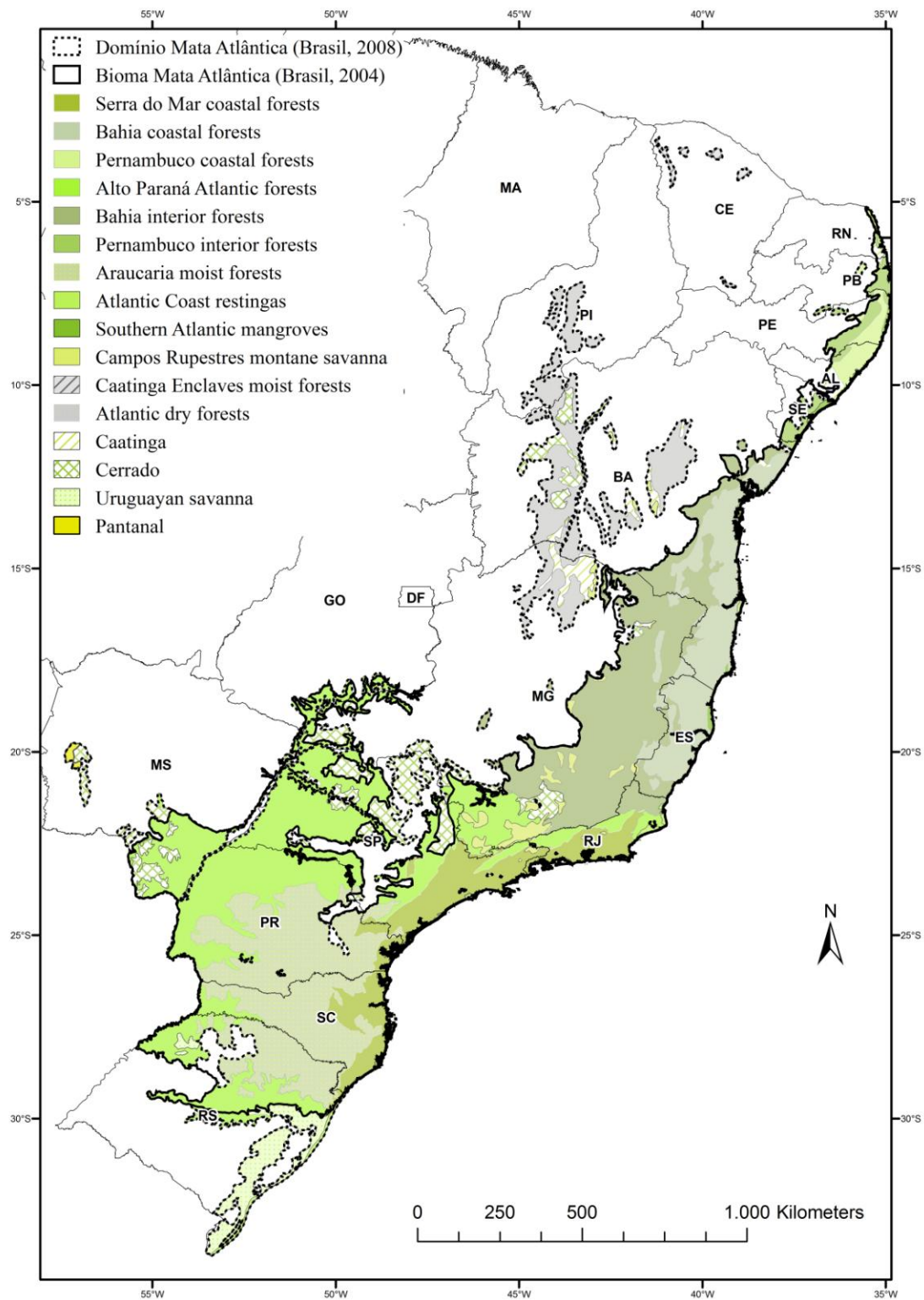


Figura 2.1: Limites da Mata Atlântica no território brasileiro. A linha tracejada representa o Domínio da Mata Atlântica (Brasil, 2008) e a linha contínua delimita o Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004b). Os tons de cinza representam as ecorregiões abrangidas (Olson et al., 2001).

Para subsidiar as considerações sobre a composição da biota nas áreas da Mata Atlântica divergentes entre o limite do Domínio e do Bioma foram consultadas referências bibliográficas disponíveis. A maioria dessas referências são inventários pontuais de vertebrados, algumas revisões englobando inventários locais de composição de plantas lenhosas, além de poucos trabalhos para outros táxons (veja discussão). Estes inventários enfocaram táxons particulares, com delineamentos amostrais, técnicas de coleta e esforços de captura diferentes. Assim, optamos por analisar a composição da biota nas áreas divergentes entre os dois limites, e as relações biogeográficas com os biomas circundantes, seguindo o discutido pelos autores destes inventários. A classificação das espécies como endêmicas da Mata Atlântica, ou de outro bioma, seguiu exclusivamente a classificação utilizada nos estudos consultados, mesmo quando não explicitado qual conceito de Mata Atlântica foi assumido.

Desta forma, almejamos comparar à adequação dos dois limites propostos para a Mata Atlântica Brasileira, Domínio (Brasil (2008) *vs.* Bioma (Brasil, 2004a) quanto composição da biota e biogeografia conhecidas atualmente, e discutir as implicações para conservação dos remanescentes da cobertura histórica da vegetação, quando consideradas as áreas divergentes entre estes dois limites diferentes.

### 2.3. Resultados

Os limites do Bioma e do Domínio da Mata Atlântica se sobrepõem na maior parte de sua extensão (Figura 2.1). Entretanto, o Domínio (Brasil, 2008) é 235 mil km<sup>2</sup> ou cerca de um quarto maior que área ocupada pelo Bioma (Brasil, 2004a). Desta diferença, 118mil km<sup>2</sup> estão na região nordeste, 80 mil km<sup>2</sup> na região sudeste, 30 mil km<sup>2</sup> no sul, e oito mil km<sup>2</sup> em Mato Grosso do Sul, na região centro-oeste (Figura 2.1, Tabela 2.2). O Domínio abrange todos os estados das regiões sul, sudeste, e nordeste (exceto Maranhão e Tocantins), além de Mato Grosso do Sul e Goiás, na região centro-oeste. O limite do Bioma abrange os mesmo estados, exceto Ceará e Piauí, no nordeste (Figura 2.1 e 2.2). Para ambos os limites da Mata Atlântica, a maior fração está na região sudeste, 45% vs. 43% da área total do Bioma e do Domínio, respectivamente, seguida da região sul 35% vs. 31%, nordeste, 15% vs. 21%, e centro-oeste 5,5% vs. 5,1%. Os estados de Minas Gerais, Paraná, São Paulo, Bahia, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Mato Grosso do Sul, Espírito Santo e Rio de Janeiro abrangem as maiores áreas, tanto no Bioma quanto no Domínio Mata Atlântica (Tabela 2.2). Alguns estados estão totalmente inseridos na Mata Atlântica, considerando ambos os limites, como Espírito Santo, Rio de Janeiro, Santa Catarina, e Paraná. Outros estados, como São Paulo, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Sergipe, e Alagoas possuem de um a dois terços se seus territórios na Mata Atlântica, enquanto que os demais estados do nordeste e Mato Grosso do Sul têm menos de um terço da sua área dentro da Mata Atlântica (Tabela 2.2). No entanto, a área abrangida pela Mata Atlântica, de acordo com o limite do Domínio e o limite do Bioma difere claramente nos estados de Sergipe, Bahia, São Paulo, e Rio Grande do Sul, além de

diferenças menos expressivas em termos percentuais, embora não em números absolutos Minas Gerais, Paraíba e Mato Grosso do Sul (Tabela 2.2, Figura 2.1 e 2.2).

Tabela 2.2: Extensão da Mata Atlântica nas unidades federativas- UF, ou estados, do Brasil, de acordo com os limites do Domínio da Mata Atlântica (Brasil, 2008) e do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a). Os números indicam a área absoluta do bioma em cada UF, e entre parênteses a porcentagem da Mata Atlântica encontrada na UF/ e a porcentagem da área da UF dentro da Mata Atlântica.

REGIÃO	UF	Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008)	Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004 <sup>a</sup> )	Diferença (Domínio – Bioma)
Nordeste	PI	22.822 (1,7/9,1)	-	22.822
	CE	4.845 (0,4/3,3)	-	4.845
	RN	3.271 (0,2/6,2)	2.848 (0,3/5,4)	423
	PB	6.697 (0,5/11,9)	5.058 (0,4/9,0)	1.639
	PE	17.713 (1,3/18,0)	17.093 (1,5/18,0)	620
	AL	14.410 (1,1/51,9)	14.707 (1,3/52,9)	-297
	SE	7.856 (0,6/35,9)	11.796 (1,1/53,9)	-3.940
	BA	203.176 (15,1/36,0)	111.077 (10,0/19,7)	92.099
	Total NE*	280.791 (20,8/23,0)	162.578 (14,6/13,3)	118.213
Centro-Oeste	GO	10.649 (0,8/3,1)	10.513 (0,9/3,1)	136
	MS	57.910 (4,3/16,2)	50.397 (4,5/14,1)	7.513
	Total CO*	68.559 (5,1/9,8)	60.910 (5,5/8,7)	7.649
Sudeste	MG	287.329 (21,3/49,0)	241.718 (21,7/41,2)	45.611
	ES	46.030 (3,4/99,9)	45.945 (4,1/99,7)	85
	RJ	43.550 (3,4/99,9)	43.626 (3,9/99,8)	-76
	SP	201.352 (14,9/81,1)	166.889 (15,0/67,2)	34.463
	Total SE	578.261 (42,9/62,5)	498.178 (44,7/53,8)	80.083
Sul	PR	193.555 (14,3/97,1)	194.386 (17,4/97,5)	-831
	SC	95.227 (7,1/99,9)	94.674 (8,5/99,2)	553
	RS	132.662 (9,8/47,1)	102.931 (9,2/36,5)	29.731
	Total Sul	421.443 (31,2/73,1)	391.991 (35,2/68,0)	29.452
Total Bioma		1.349.055	1.113.657	235.398

\*Os valores totais para nordeste e centro-oeste contabilizam apenas a área das UF listadas.

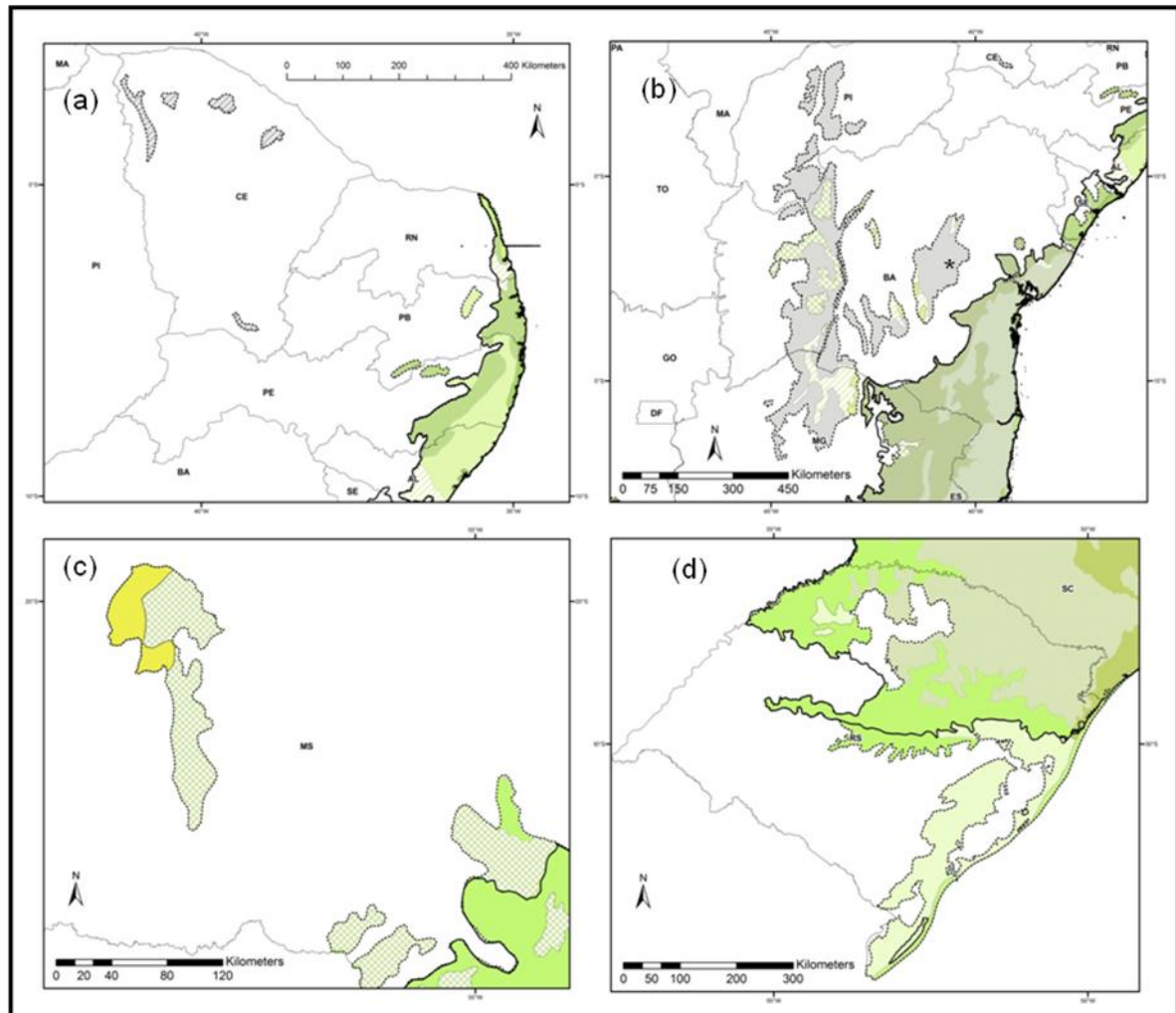


Figura 2.1: Áreas divergentes entre os limites da Mata Atlântica no território brasileiro: (a) Brejos nordestinos, no Ceará abrangendo a ecorregião Floresta Úmida dos Enclaves da Caatinga, no norte da Paraíba a Floresta Costeira de Pernambuco, e no sul da Paraíba e em Pernambuco a Floresta do Interior de Pernambuco; (b) Florestas secas do São Francisco e Chapada Diamantina (destacada com asterisco), ocupadas majoritariamente pela ecorregião Floresta Seca Atlântica, e porções menores do Cerrado e Caatinga; (c) Serra da Bodoquena, abarcando o Cerrado e Pantanal; e (d) Entorno da Lagoa dos Patos na ecorregião Savanas Uruguaias. Para legenda das cores correspondentes às ecorregiões consulte a figura 2.1.

O limite do Domínio engloba mais de 99% da área do limite do Bioma (Brasil, 2004a), e ainda as florestas secas do São Francisco, em Minas Gerais, Bahia e Piauí; a região da Chapada Diamantina, na Bahia; os Brejos Nordestinos, no Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco; a Serra da Bodoquena, em Mato Grosso do Sul; e parte das Savanas Uruguais, no Rio Grande do Sul, além de extensas áreas de Cerrado, em São Paulo e Minas Gerais. O limite do Bioma inclui, além do Domínio, algumas áreas dos estados de Sergipe, Alagoas, Paraíba e Rio Grande do Norte, e pequenas porções em Minas Gerais e São Paulo, não inclusas no limite do Domínio Mata Atlântica (Figura 2.1 e 2.2).

O Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a) inclui as seguintes ecoregiões (Olson et al., 2001): Floresta Costeira da Bahia, Floresta do Interior da Bahia, Floresta Costeira de Pernambuco, Floresta do Interior de Pernambuco, Floresta Costeira da Serra do Mar, Floresta Atlântica do Alto Paraná, Floresta Úmida de Araucária, Campos rupestres de savana Montana, Restinga da costa atlântica, e Mangues sul-atlânticos. A maior extensão do Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008), em relação ao limite do Bioma (Brasil, 2004a), deve-se à inclusão das ecoregiões Floresta Seca Atlântica, conhecidas também como Florestas Secas do São Francisco (108 mil km<sup>2</sup>) e das Floresta Úmida dos Enclaves da Caatinga, ou Brejos Nordestinos (4,4 mil km<sup>2</sup>), e maior sobreposição com o Cerrado (+67 mil km<sup>2</sup>), Caatinga (+15 mil km<sup>2</sup>) e Savanas Uruguaias (+20 mil km<sup>2</sup>) (Tabela 2.3).

Foram identificadas oito inventários biológicos para a área dos Brejos Nordestinos, cinco para as Florestas Secas do São Francisco, seis para Chapada Diamantina, quatro para a Serra da Bodoquena, e cinco para a região da Lagoa dos Patos e entorno. Dentre os organismos estudados, quatro trabalhos são sobre a avifauna, sete para mastofauna, seis da herpetofauna, dois para ictiofauna, quatro para

grupos de invertebrados, e sete sobre a composição de plantas. Em geral, as poucas informações existentes indicam que a composição da biota nestas regiões de contato é altamente heterogênea, englobando espécies típicas da Mata Atlântica, mas também muitas espécies de outros biomas.

Tabela 2.3: Extensão das ecorregiões na Mata Atlântica abrangidas pelos limites do Domínio da Mata Atlântica (Brasil, 2008) e do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a). Os valores entre parênteses representam a porcentagem da Mata Atlântica na dada ecorregião, e a porcentagem da ecorregião dentro de dado limite.

Ecorregião (Olson et al, 2001)	Domínio Mata Atlântica	Bioma
Floresta Atlântica do Alto Paraná	340.127 (25,2/ 74,1)	336.353 (30,2/ 73,3)
Floresta do Interior da Bahia	224.104 (16,6/ 97,8)	220.966 (19,8/ 96,4)
Floresta Úmida de Araucária	210.617 (15,6/ 97,7)	211.044 (19,0/ 97,9)
Floresta Costeira da Bahia	109.123 (8,1/ 99,8)	108.858 (9,8/ 99,6)
Floresta Seca Atlântica	108.363 (8,0/ 94,5)	-
Floresta Costeira da Serra do Mar	104.005 (7,7/ 99,5)	103.539 (9,3/ 99,0)
Cerrado	103.893 (7,7/ 5,5)	37.064 (3,3/ 2,0)
Savanas Uruguaias	35.611 (2,6/ 10,1)	15.376 (1,4/ 4,4)
Caatinga	28.021 (2,1/ 3,9)	13.641 (1,2/ 1,9)
Floresta do Interior de Pernambuco	21.953 (1,6/ 97,2)	20.943 (1,9/ 92,7)
Campos Rupestres de Savana Montana	20.040 (1,5/ 81,3)	17.059 (1,5/ 69,2)
Floresta Costeira de Pernambuco	17.161 (1,3/ 98,1)	16.428 (1,5/ 93,9)
Mangues Sul-Atlânticos	9.476 (0,7/ 97,6)	9.046 (0,8/ 93,2)
Restinga da Costa Atlântica	7.538 (0,6/ 96,7)	4.052 (0,4/ 51,6)
Florestas Úmidas de Enclave da Caatinga	4.371 (0,3/ 91,5)	-

## 2.4. Discussão

Os dois limites diferem em 235 mil km<sup>2</sup>, ou cerca de um quarto da área total do Bioma. Esta área divergente inclui fisionomias e biotas características não só da Mata Atlântica *strictu sensu*, considerada como as florestas ombrófilas da região sudeste (Oliveira-Filho et al., 2006), mas principalmente de outros biomas, como Cerrado e Caatinga. O Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008) engloba a maioria das formações florestais extra-amazônicas do Brasil (Brasil, 2004b). A maior parte das áreas incongruentes entre os dois limites da Mata Atlântica, Domínio e Bioma, foram classificadas por Ab'Saber (2003) como áreas de transição não diferenciadas, são compostas por florestas decíduas, savanas estépicas, florestas abertas e semidecíduas e zonas de transição entre savanas e florestas secas (Brasil, 2004b). Entre as principais divergências dos dois limites destacam-se quatro regiões principais: os Brejos de Altitude nordestinos (Figura 2.2a); as Florestas Secas do Rio São Francisco e a Chapada Diamantina (Figura 2.2b); o Planalto da Bodoquena (Figura 2.2c); e a região no entorno da Lagoa dos Patos (Figura 2.2d).

Os Brejos de Altitude do nordeste brasileiro, que correspondem à ecoregião Florestas Úmidas de Enclave da Catinga (Figura 2.2.a) são “ilhas” de Floresta Ombrófila Aberta e Floresta Estacional Semidecídua cercadas pela vegetação aberta da Caatinga (Brasil, 2004b). Os Brejos são considerados remanescentes de formações florestais que ocuparam a maior parte do nordeste brasileiro durante as oscilações climáticas do Quaternário, antes da expansão das caatingas (Andrade-Lima, 1982). Ab'Saber (1982) sugere que as florestas da região nordeste, tanto àquelas próximas a costa, quanto a dos brejos, tiveram maior conexão com a Amazônia durante o Quaternário. A flora das florestas de baixadas do nordeste é, de fato, mais semelhante

às florestas amazônicas, enquanto nos brejos de altitude são mais comuns plantas típicas de florestas de encostas, adaptadas à este relevo, como as Myrtaceae, Rubiaceae, Melastomataceae, e Myrsinaceae, composição semelhante às florestas de encostas do sudeste (Tabarelli & Cavalcanti, 2004). No entanto, a composição das florestas do nordeste, inclusive as florestas úmidas costeiras, são mais próximas da flora Amazônia, do que das florestas ombrófilas do sudeste (Oliveira-Filho et al., 2006). A ocorrência do bugio-de-mãos-ruivas (*Alouatta belzebul*) e do tamanduá (*Cyclops didactylus*), mamíferos tipicamente amazônicos, é outro indício deste intenso intercâmbio biótico entre Amazônia e florestas do nordeste (de Vivo, 1997). Outro indício é o maior fluxo gênico dos indivíduos do marsupial arborícola *Micoureus paraguayanus* entre as populações do norte e nordeste do Brasil, quando comparados ao nordeste-sudeste (Dias, 2007). Nos Brejos, em geral, a mastofauna é composta por táxons da Mata Atlântica e da Caatinga (Sousa et al., 2004), embora provavelmente existam muitos endemismos ainda não estudados (Oliveira et al., 2003). 19 espécies de aves endêmicas das caatingas foram inventariadas nos brejos de Pernambuco, além de 15 endêmicas da Mata Atlântica e sete exclusivas de formações florestais do nordeste brasileiro (Roda & Carlos, 2004). Os lagartos encontrados nos brejos são predominantemente espécies com ampla distribuição (42%), além de elementos endêmicos (13%), espécies tipicamente da Mata Atlântica (10%), e da Amazônia (8%) (Borges-Najosa & Caramaschi, 2003). Brown (1987) observou que a composição da fauna de borboletas do centro de endemismo de Pernambuco tem grande influência das espécies da Bahia, mas também do centro de endemismo de Belém. Andrade-Lima (1982) destaca que existe uma cline para a flora, com as florestas dos brejos do Ceará mais relacionadas à Amazônia, enquanto que os brejos de Paraíba e Rio Grande do Norte possuem mais elementos da Mata Atlântica. Em

Pernambuco e Paraíba, os brejos abarcam as ecorregiões Florestas de Pernambuco (Costeira e do Interior) e Caatinga (Olson et al., 2001), ocupadas pela Floresta Ombrófila Aberta e Savana Estépica, além de zonas de contato entre estas duas fisionomias (Brasil, 2004a). No Ceará, os brejos estão classificados em uma ecorregião à parte, Florestas Úmidas dos Enclaves da Caatinga, cuja fisionomia predominante é a Floresta Ombrófila Aberta, seguido de zonas de contato do Cerrado e da Caatinga com a Floresta Estacional (Brasil, 2004b). Os brejos são áreas tipicamente de transição com forte influência da biota Amazônica, Cerrado e Caatinga, e não regiões uniformes quanto à composição e origem da biota.

A região das Florestas Secas do São Francisco, incluídas no limite do Domínio Mata Atlântica (Figura 2.2.b) são compostas por florestas decíduais, manchas de Cerrado e Caatinga, e zonas de tensão, ou de contato, entre estas (Brasil, 2004b). A primeira categorização de ecorregiões para a América Latina (Dinnerstein, 1995) denominava esta área como ecorregião Floresta Seca do Nordeste, dentro da região do Cerrado. Já a nova classificação (Olson et al., 2001) denomina esta região como Floresta Atlântica Seca, em uma região separada da Mata Atlântica, do Cerrado, e da Caatinga. No novo mapa de áreas mais importantes e ameaçadas para biodiversidade mundial, os hotspots, esta região não está incluída no Hotspot Mata Atlântica (Mittermeier et al., 2004). Os escassos inventários realizados na Caatinga destacam a região no entorno do Rio São Francisco com a maior ocorrência de espécies endêmicas para Caatinga (Rodrigues & Juncá, 2002, Oliveira et al., 2003, Prado, 2003, Rodrigues, 2003). Silva & Casteletti (2003) justificam que as Florestas Secas do São Francisco seriam parte da Mata Atlântica, devido ao endemismo de *Phyloscartes roquettei*, um gênero Andino-Atlântico. Entretanto, a posição filogenética das espécies deste gênero, assim como da maioria dos passeriformes

neotropicais, carece de revisão. É possível que *Phyloscartes* não seja nem mesmo um grupo monofilético (Gonzaga, 2002). A escassez de dados sobre a biota da Caatinga fez com que esse bioma fosse caracterizado como extremamente pobre em riqueza e endemismos de espécies, e influenciou as interpretações sobre origem e relação filogeográfica dos táxons. Desta forma, a biota da caatinga era considerada como um subconjunto da Mata Atlântica e do Cerrado. No entanto, dados recentes destacam um elevado número de formas autóctones (Leal et al., 2003). Das 437 espécies de plantas da Caatinga, 183 espécies em 14 gêneros são endêmicos do Bioma Caatinga (Prado, 2003). Rodrigues (2003) destaca as dunas do São Francisco como a área que concentra maior número de endemismos da herpetofauna na Caatinga, 16 lagartos, oito serpentes, quatro anfisbenias e um anfíbio, além das formações florestais, exceto brejos, com no mínimo cinco espécies endêmicas. O Rio São Francisco concentra o maior nível de endemismos para a ictiofauna da Caatinga, com a composição mais relacionada à bacia Amazônica, e com indícios de contato o Rio Parnaíba, no estado do Ceará (Rosa et al., 2003). As abelhas da Caatinga são mais próximas das formas amazônicas, embora a apifauna exclusiva dos enclaves florestais necessitem de estudos mais detalhados (Zanella & Martins, 2003). Silva e colaboradores (2003) classificaram 60% (284 espécies) das aves da Caatinga como dependentes ou semidependentes de habitats florestados. Portanto, os enclaves florestais das Florestas Secas do São Francisco são unidades da paisagem fundamentais para a manutenção da biodiversidade da Caatinga, e biogeograficamente seria mais adequado considerá-las parte integrante deste bioma.

A região da Chapada Diamantina está situada entre as florestas secas do São Francisco e as florestas costeiras da Bahia (Figura 2.2b), inserida no Bioma Caatinga próxima aos limites com o Bioma Mata Atlântica e o Cerrado (Brasil, 2004a). É um

mosaico de formações de floresta decídua, semidecídua e em menor proporção manchas de refúgios montano e savan-estépica, ou Caatinga (Brasil, 2004b). A composição da fauna reflete as diferenças na fisionomia. Pereira e Geise (2007) capturaram pequenos mamíferos do Cerrado, da Caatinga e da Mata Atlântica ocorrendo em diferentes tipos de hábitat na Chapada Diamantina. Vanzolini (2004) verificou que a população mais divergente de *Gymnodactylus gekonidae*, um lagarto típico da Caatinga, está nesta região. Novas espécies de vertebrados, mais relacionadas aos táxons da Mata Atlântica do sudeste, têm sido descritas (Napoli & Juncá, 2006, Rodrigues et al., 2006, Gonzaga et al., 2007), mas parecem ocorrer exclusivamente nas formações florestais das encostas leste desta região. Assim como alguns peixes endêmicos, exclusivos das bacias do leste (costeiras) do Brasil, como *Copionodon* e *Glaphyropoma* (Siluriformes: Trichomycteridae), ocorrem em rios da encosta leste da Chapada, na região de Mucugê (Santos, 2005). Um padrão de transição leste-oeste, onde a composição da biota nas encostas leste é mais similar à Mata Atlântica acontece também na Cadeia do Espinhaço, em Minas Gerais (Gontijo, 2008). Na Chapada Diamantina, a biota das encostas de leste também tem maior relação com a Mata Atlântica costeira do sudeste, enquanto a oeste são mais similares à Caatinga e Cerrado.

A Serra da Bodoquena está localizada na região centro-oeste do Brasil, no estado do Mato Grosso do Sul (Figura 2.2.c.), no limite do Bioma Cerrado com o Bioma Pantanal (Brasil, 2004a). Pivatto e colaboradores (2006) destacam que a ornitofauna desta região é composta por espécies majoritariamente do Cerrado e do Pantanal, e a ocorrência de apenas um único registro de uma espécie endêmica da Mata Atlântica, *Synallaxis ruficapilla* (Braz, 2003), não justificaria a caracterização desta região como Domínio Mata Atlântica. A composição da mastofauna também

evidencia a predominância de elementos do cerrado, e não da Mata Atlântica (Cáceres et al., 2007). Assim como, a fauna de dípteros, que contém espécies típicas do Pantanal (Galati, et al., 2003), e de formigas, provavelmente mais semelhante ao Cerrado do que à Mata Atlântica (Silvestre & Demétrio, 2007). A fisionomia predominante é de contato entre savana (cerrado) e floresta estacional decidual, além de manchas de floresta estacional decidual e de cerrado (Brasil, 2004b). Portanto, é aceitável classificar esta região como uma área de transição, ou pertencente a outro bioma, o que está de acordo com o limite do Bioma Mata Atlântica (2004a).

A região costeira do sul do Rio Grande do Sul, ao redor da Lagoa dos Patos, é outra área de divergência entre os limites do Domínio vs. Bioma (Figura 2.2.d.). É formada por um mosaico de fitofisionomias distintas, com manchas de floresta estacional semidecidual, estepes, restingas, florestas turfosas e banhados (Leite, 2002, Brasil 2004b, Dorneles & Waetcher, 2004). A composição da flora do estado do Rio Grande do Sul é predominantemente de origem chaquenha, com elementos tropicais xerofíticos, campestres ou savânicos, e não florestais (Waetcher, 2002). Análises florísticas das florestas semidecíduas do norte do Rio Grande do Sul evidenciam predominância de árvores com origem a oeste, da região do Alto Uruguai, enquanto que no sub-bosque dominam espécies de origem atlântica (Jarenkow & Waetcher, 2001). Leite (2002) classifica as florestas no limite norte da Lagoa dos Patos como “semidecídua moderada”, como “uma área de imigração recente de fluxo florístico costeiro (atlântico) sobre um fluxo estacional continental residente, com influência de elementos amazônicos”. Mattei e colaboradores (2007) destacam que há uma diluição gradativa do componente atlântico nas florestas estacionais do estado com o aumento da latitude. Assim como Waetcher (1992), pesquisando epífitas da planície costeira do Rio Grande do Sul, observou um decrescente de táxons típicos da floresta atlântica ou

de distribuição tropical mais ampla. Novos registros para morcegos reforçam a influência de elementos de formações abertas (Quintela, et al., 2008). A vegetação desta área é predominantemente pioneira com influência marinha (banhados e restingas), além de manchas de estepe, ou campanha gaúcha, e em menor extensão de florestas semidecíduas (Brasil, 2004b). Portanto, a biota desta região tem caráter de transição com influência marcante da fisionomia e táxons pampeanos.

Identificar as características do clima ao longo da Mata Atlântica e áreas adjacentes, pode auxiliar a compreensão dos padrões de ocorrência das fitofisionomias e da composição da biota. Os regimes climatológicos são muito distintos entre as regiões do Brasil, inclusive dentro da Mata Atlântica. A região sul está inserida em clima temperado, com pluviosidade uniformemente distribuída ao longo do ano e temperaturas baixas. Esta região é influenciada diretamente pela Massa Polar Atlântica, que avança pela região sul ao longo do ano todo. A região sudeste apresenta sazonalidade bem marcada quanto à temperatura e pluviosidade, com ritmo de chuvas tipicamente tropical. Os índices de pluviosidade são superiores àqueles das regiões sul e nordeste, com chuvas concentradas em 2 a 4 meses no verão. Podem existir de 1-4 meses secos, embora, nas áreas costeiras, frequentemente não exista nenhum mês propriamente seco (Nimer, 1979). O clima desta região é influenciado pela Frente Polar Atlântica, principalmente no verão quando chega com mais força devido ao deslocamento para o litoral pressionada pela Frente Polar Pacífica, e pode ficar semi-estacionária provocando chuvas intensas de 3 a 10 dias. Desde a primavera até início do outono, esta região é influenciada também pelas Linhas de Instabilidade, cujos ventos velozes (60-90 km.h) vindos do oeste trazem chuvas passageiras, de poucos minutos, seguidas de bom tempo, conhecidas como chuvas-de-verão. Somada a estas massas de ar, a variabilidade do clima na região

sudeste ainda esta sujeita à alta heterogeneidade do relevo, com cadeias montanhosas do nível do mar até mais de 2.000 metros, onde a temperatura e a pluviosidade variam intensamente. A região nordeste é uma região em geral seca, embora extremamente diversificada. Considerando o total pluviométrico, a sazonalidade das chuvas e o regime de secas, o nordeste do Brasil é uma das regiões de maior diversificação climática do mundo (Nimer, 1979). O clima predominante no nordeste é semi-árido com 4 a 7 e em alguns locais até 11 meses de seca, com exceção do litoral, encosta leste da Chapada Diamantina e brejos, cujo clima é úmido ou super-úmido, com 1-2 meses secos, ou até ausência de mês seco, no litoral baiano. As chuvas no litoral nordestino estão relacionadas em sua maioria às Ondas de Leste, com máximas no outono. No verão, o sul do nordeste recebe influência também de Linhas de Instabilidade tropicais vindas do continente, causando chuvas menos importantes. O extremo sul da Bahia tem influência direta da Frente Polar Atlântica, provocando maiores precipitações de dezembro a abril. A porção setentrional do nordeste é quente e extremamente seca, está sob forte influência da Zona de Convergência Intertropical, que traz 50-60% de suas escassas e eventuais chuvas concentradas em março e abril (Nimer, 1979). Logo, existe uma complexa diversificação climática na área da Mata Atlântica, cada área possui um regime climático distinto com influência direta na fisionomia e composição da biota, o que dificulta ainda mais a delimitação acurada de uma unidade biogeográfica tão ampla e diversa que englobe a biodiversidade da Mata Atlântica.

Todas as considerações acima indicam que o limite mais restrito, do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a), reflete uma unidade biogeográfica mais coesa do que aquela representada nos limites do Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008). É adequado considerar as áreas de divergência entre os dois limites da Mata Atlântica

como fitofisionomias fundamentais para manutenção da biodiversidade principalmente de outros biomas que não a Mata Atlântica. No entanto, é preciso atentar que o estabelecimento de um limite geopolítico para a Mata Atlântica traz sérias conseqüências para a conservação dos remanescentes florestais dentro e fora dos limites decretados. E para agravar a situação, os escassos remanescentes situados nas áreas de divergência entre os dois limites são fragmentos extremamente pequenos, severamente depauperados, isolados e desprotegidos, particularmente nas florestas secas do nordeste (Silva & Casteletti, 2003, Ribeiro et al., 2009. Capítulo 2). Estas áreas possuem elevada riqueza e endemismo de espécies, além de englobar extremos para distribuição de diversos táxons, mas também são as regiões mais devastadas do Domínio Mata Atlântica (Oliveira-Filho et al., 2006, Ribeiro et al., 2009). O limite do Bioma é mais adequado do que o limite do Domínio, do ponto de vista biogeográfico. Por outro lado, o limite do Bioma deixa mais desprotegidos, de acordo com a legislação (Brasil, 1965) os escassos remanescentes de florestas decíduas e semidecíduas das áreas de transição, englobadas no Domínio, mas não no Bioma. Logo, para garantir a proteção destes remanescentes é necessário assegurar uma legislação tão ou mais rígida do que aquelas já aplicadas para a Mata Atlântica (Brasil, 1965), antes de uma eventual re-adequação dos limites da Mata Atlântica (Brasil, 2008). Estes escassos fragmentos florestais estão sob intensa pressão de desmatamento, como na Serra Vermelha do Piauí e as florestas secas do norte de Minas Gerais ([www.oeco.com.br](http://www.oeco.com.br), acessado em 29 de junho de 2009), e seriam rapidamente devastados, caso excluídos dos limites atuais da Mata Atlântica. A ínfima rede de áreas protegidas agrava ainda mais o status de conservação dos remanescentes florestais destas áreas de transição (Capítulo 2).

A Mata Atlântica engloba ecossistemas e assembléias de espécies muito heterogêneas, o que torna a delimitação de um único geopolítico uma tarefa complexa e arbitrária, mas necessária. Os dois limites propostos para a Mata Atlântica divergem quanto à inclusão de extensas áreas de transição com outros biomas, cuja composição e relações da biota com a própria Mata Atlântica *stricto sensu* (Oliveira-Filho & Fuentes, 2000), e com a Caatinga, Cerrado, Amazônia, Pantanal ou Pampas ainda estão sendo conhecidas. Embora a composição e distribuição da biota nestas áreas de transição sejam dinâmicas, a presença freqüente de táxons e fisionomias típicas de outros biomas sugere que estas áreas são mais próximas de outros biomas, e não da Mata Atlântica. Logo, o limite mais conservador do Bioma Mata Atlântica é mais coerente biogeograficamente do que o limite do Domínio. É necessário adequar à legislação, os limites geopolíticos oficiais e os futuros estudos em biogeografia e conservação da Mata Atlântica, de acordo com o atual conhecimento biogeográfico. Paralelamente, é fundamental garantir os meios necessários para proteção dos escassos remanescentes florestados nas áreas atualmente protegidas pelo Domínio, mas não incluídas no Bioma, que são essenciais para manutenção da biodiversidade e serviços ambientais de outros biomas brasileiros.

## Capítulo 2

# EXPANSÃO DA REDE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA.

### **3.1. Introdução**

As áreas protegidas, principalmente aquelas de proteção integral, são elementos territoriais chaves para conservação da biodiversidade em longo prazo (Bruner et al., 2001, Ricketts et al., 2005). Apesar de avanços expressivos na cobertura de áreas protegidas nas últimas décadas, ainda existem muitas lacunas no atual sistema (Rodrigues et al., 2004; Jenkins & Joppa, 2009). A conservação da biodiversidade em longo prazo necessita de esforços adicionais da sociedade para criar, implementar e manter áreas protegidas (Brandon et al., 2005, Capítulos 3 e 4). A Mata Atlântica brasileira é uma prioridade para conservação da biodiversidade mundial, e têm sido alvo de investimentos locais e globais significativos nas últimas três décadas, especialmente direcionados para áreas protegidas, ou unidades de conservação – UC no Brasil (Mittermeier et al., 2005, Laurance, 2009). A biodiversidade está heterogeneamente distribuída, e isto deve ser levado em conta nas estratégias de conservação. Na Mata Atlântica brasileira, as florestas costeiras nos estados do Rio de Janeiro e da Bahia concentram áreas com elevada riqueza e endemismo de espécies, e foram historicamente reconhecidas como prioridades para criação de UCs (Brown, 1987, Pires et al., 2000, Cordeiro, 2003, Silva et al., 2004, Murray-Smith et al., 2008, Carnaval et al., 2009). Entretanto, a maioria das UCs na Mata Atlântica surgiram antes de 1990, muitas vezes criadas com base em critérios estéticos, através da mobilização da sociedade e respostas dos governos estaduais e federal (Mittermeier et al., 2005), e não em princípios do planejamento sistemático para conservação, utilizados no Brasil somente após a década de 1990 (Conservation International do Brasil et al., 2000). Deste modo, considerando a interface entre importância para biodiversidade e ameaças, a atual rede de áreas protegidas não necessariamente reflete as reais necessidades para conservação da biodiversidade. A

forma como a rede de UCs se expandiu, e a composição atual das categorias de áreas protegidas reflete níveis de comprometimento das sociedades e governos ao longo da história, dentro de certos limites geopolíticos.

O governo federal e os governos estaduais foram os principais responsáveis pela criação e implementação de áreas protegidas (Lairana, 2003). Até a década de 1980, a maioria das UCs foi criada para proteção integral (UCPI). Após 1980, as populações locais da Amazônia advogaram pela criação de UCs para o uso sustentável dos recursos naturais (UCUS). Desde então, a criação acelerada de UCUSs em comparação com UCPIs tem sido observada no Brasil (Rylands & Brandon, 2005), em alguns estados na Mata Atlântica (Almeida, 2004, Loureiro, 2004), e globalmente (Fagan et al., 2006, Jenkins & Joppa, 2009). A preferência por UCUS é, em parte, justificada por que estas UCs permitiriam a conciliação entre desenvolvimento social e conservação dos recursos naturais e da biodiversidade, ao menos em teoria (Loke & Dearden, 2005). Entretanto, alguns autores consideram esta estratégia contraditória (Valladares, 2007), de difícil implementação (Terborgh & Peres, 2002), ou como sendo um caminho duvidoso para conservação efetiva (Van Schaik et al., 2002, Firkoswski, 2007). Por outro lado, será cada vez mais difícil expandir a rede de UCPIs, e o envolvimento de populações locais no manejo de áreas protegidas e entorno é um ponto comum em iniciativas para conservação de florestas tropicais (Danielsen et al., 2007, Holck, 2008, Ferraz et al., 2008). A redução da pobreza e a equidade social têm se tornado diretrizes comuns para criação e manejo de áreas protegidas, como enfatizado no V Congresso Mundial de Parques (IUCN, 2005, Loke & Dearden, 2005) e no II Congresso Latino Americano de Parques Nacionais e outras Áreas Protegidas (Declaración de Bariloche, 2007). Esta excessiva atenção em UCUS pode prejudicar o aumento da área e implementação da rede de

UCPIs, considerados os territórios fundamentais para conservação da biodiversidade a longo prazo (Doroujeanni, 2002, Wunder, 2006). No entanto, existem diferentes categorias de UCUSs. Na Mata Atlântica a maioria de UCUS é composta por Áreas de Proteção Ambiental - APAs, que englobam extensas áreas de pastagens e plantações, com pouco valor para conservação (Capítulo 3). Por outro lado, Reservas Extrativistas - RESEX e outras categorias de áreas protegidas de uso direto, como as Terras Indígenas, são comprovadamente eficazes para barrar o desmatamento na Amazônia (Nepstad et al., 2006), e podem proteger amostras significativas da biodiversidade não representadas em outras UCs, como observado no sudeste da Mata Atlântica (Cunha & Rajão, 2007). A eficácia de UCUSs para conservação da biodiversidade a longo prazo ainda é uma questão a ser estudada, e depende de contextos socioeconômicos específicos, particularmente no caso das APAs na Mata Atlântica (Firkoswski, 2007). Já as UCPIs são, unanimemente, os territórios onde a conservação das espécies e processos ecossistêmicos é mais provável. Logo, as estratégias de conservação devem incorporar UCUS e outros territórios e tipos de uso do solo, todavia precisam primeiramente abranger uma rede representativa de UCPI (Ayres et al., 2005, Peres, 2005, Wunder, 2006, Turner et al., 2007, Ribeiro et al., 2009). Neste contexto, é fundamental avaliar a contribuição de UCUS e UCPI para a atual rede de áreas protegidas nas diferentes regiões e territórios.

As unidades de conservação do Brasil são divididas em dois grandes grupos, as UCPIs, equivalentes às categorias I a III da IUCN, e as UCUS, categorias IV a VI da IUCN (Silva, 2005, Azevedo-Ramos et al., 2006). A partir da década de 1990, o setor privado começou timidamente a complementar a rede de áreas protegidas. As Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPN (Kramer et al., 2002, Vieira & Mosque, 2004, SOS Mata Atlântica & Conservation International, 2007), devido à

administração privada e status de proteção (SNUC, 2004) podem ser consideradas uma categoria intermediária entre UCPIs e UCUS. Cada região da Mata Atlântica tem uma cobertura distinta de UCs, em diferentes tamanhos e categorias de proteção, sob responsabilidades administrativas e contextos sócio-econômicos únicos (Rylands & Brandon, 2005). O estabelecimento, proteção, e gestão efetiva das UCs depende de diversos fatores (Brandon et al., 2005), mas primordialmente da participação dos governos estaduais e federal, ao menos no Brasil. Para subsidiar a sociedade e os tomadores de decisão no direcionamento de investimentos para conservação e criação de UCs é interessante analisar a expansão da rede de áreas protegidas, identificar os principais responsáveis pela atual rede de UCs, e a categoria de proteção destas áreas, de acordo com limites geopolíticos.

O Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a) ocupava 1,1 milhão de km<sup>2</sup>, ao longo da costa brasileira, entre 4° e 32° de latitude Sul, entrando até 1500 km em alguns pontos do continente (Figura 2.1). As estimativas para as populações indígenas variam de alguns milhares a milhões de pessoas antes da colonização européia. No século XVII, apenas um século após a colonização, 95% desta população nativa foi dizimada, e a conversão das florestas e degradação de habitats ficou mais destrutiva. Até meados do século XX, os ciclos econômicos do Brasil basearam-se na extração de recursos naturais e conversão de terras na Mata Atlântica, como o pau-brasil, a cana-de-açúcar, mineração, café, gado, agricultura, e no último século, a industrialização (Dean 1995). Atualmente, cerca de 67% da população brasileira, ou 120 milhões de pessoas (Brasil, 2008) e 2/3 do PIB do Brasil encontram-se nos limites da Mata Atlântica (Pinto & Brito, 2003). A estimativa de remanescentes florestais varia entre 11,6% e 16%, considerando o limite mais extenso, com áreas mais degradadas do Domínio Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009), ou 21% considerando florestas

secundárias iniciais, e o limite mais restrito e áreas mais conservadas do Bioma Mata Atlântica (Cruz & Vicens 2007, Capítulo 1). Sobretudo, todos os remanescentes estão degradados em algum nível, 75% da área dos remanescentes florestais está até 250 metros da borda da floresta, e somente 29,3% da área remanescente está em fragmentos maiores que 10.000 ha (Ribeiro et al., 2009). Várias espécies de grandes vertebrados estão criticamente ameaçadas, e em muitos casos, localmente extintos ou não são mais viáveis nas paisagens da Mata Atlântica, devido aos efeitos sinérgicos de perda e fragmentação do habitat e sobrecaça histórica (Cunha, 2007, Galetti et al., 2009, Paglia & Fonseca, 2009). Entretanto, espécies com pequeno tamanho corporal parecem persistir em números expressivos, mesmo em pequenos fragmentos, florestas secundárias e silviculturas (Fonseca et al., 2009, Pardini et al., 2009, Vieira et al., 2009), assim como, os serviços ambientais que ainda permanecem. A Mata Atlântica é uma das áreas mais importantes e urgentes para conservação da biodiversidade mundial (Mittermeier et al. 2004, Laurance 2009), com mais de 530 espécies ameaçadas de extinção (Tabarelli et al., 2003), incluindo mais de 60% de toda fauna ameaçada do Brasil (Brasil, 2003). O débito de extinção ainda está sendo descontado, e caso não haja o manejo adequado para manutenção da composição, heterogeneidade e dinâmica da paisagem, a conservação da biodiversidade em longo prazo estará comprometida (Metzger et al., 2009).

Analizamos os investimentos históricos dos governos estaduais, federal, e setor privado para criação de UCs de proteção integral, de uso sustentável, e RPPNs, assim como, identificamos lacunas na atual rede de áreas protegidas nos estados e regiões geopolíticas do Bioma Mata Atlântica no Brasil. Analizamos a expansão da rede de UCPIs e UCUS, criadas pelos governos, e RPPNs, pelo setor privado, dentro dos limites das três principais regiões (sul, sudeste, e nordeste) e seus 13 estados

abrangidos pela Mata Atlântica. Assumindo que a criação de áreas protegidas é demandada pela mobilização da sociedade e determinada pela ação dos governos federal e estaduais, nossas expectativas são: (1) encontrar uma rede de UCs mais antiga, maior e mais protegida, com maior proporção de UCPIs em relação à UCUSs, na região sudeste, onde o movimento conservacionista emergiu no Brasil nos anos 1970s (Mittermeier et al., 2005), e (2) encontrar uma maior cobertura de UCs em estados historicamente considerados como de destacada importância para biodiversidade, como Rio de Janeiro e Bahia. Finalmente, considerando a crescente influência de questões sócio-econômicas na determinação de políticas ambientais, esperamos: (3) identificar um aumento acelerado de UCUS recentemente, contrastando com uma tímida expansão das UCPIs.

### 3.2. Métodos

A base de dados dos polígonos das Unidades de Conservação federais e estaduais foi construída a partir dos polígonos de UCs do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2006), do Programa Brasil da Conservação Internacional (CI Brasil), e setor privado. Todos os polígonos (shapefiles) de UCs foram padronizados quanto ao datum (South America 1969), sistema de coordenadas (latitude e longitude), e sistema de projeção (cilíndrico equiretangular). Nos casos de mais de um polígono representando a mesma UC, consideramos o polígono com maior resolução espacial. Aos polígonos foram associadas informações sobre a data de criação, o tipo de uso e categorias das UCs (1) Unidades de Conservação de Proteção Integral – UCPIs (Reserva Biológica, Estação Ecológica, Parque Nacional, Parque Estadual, e Refúgio da Vida Silvestre); e (2) Unidades de Conservação de Uso Sustentável UCUSs (Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Área Natural Tombada, Estação Experimental; Floresta Estadual, Floresta Nacional, Horto Florestal, Reserva Extrativista, e Reserva Florestal); e tipo de administração (1) federal, e (2) estadual, totalizando 221 UCPIs (42 federais e 179 estaduais), e 161 UCUSs (40 federais e 121 estaduais). A categorização das áreas protegidas do Brasil é compatível com a IUCN, de acordo com Silva (2005). Para minimizar distorções no cálculo da área, utilizamos a projeção “Albers Equivalent Area” (Ormsby et al., 2004). A área superposta entre as quatro categorias de UCs (UCPI, UCUS, federal, estadual) também foi quantificada. A base de dados de RPPNs utilizada foi CNRPPN (2007), com adição de quatro reservas, criadas em 2006, e não relacionadas neste cadastro: RPPN Recanto das Antas, e RPPN Restinga de Aracruz no Estado do Espírito Santo, RPPN Boa União, no Estado da Bahia, e RPPN Fazenda Castelo, no Estado do Sergipe, totalizando 463 reservas privadas (RPPNs), com informação da

área e ano de criação. O polígono do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a, ver capítulo desta tese) foi superposto aos polígonos das unidades de conservação, e aos polígonos dos 13 estados das regiões sul, sudeste e nordeste do Brasil abrangidas pelo Bioma Mata Atlântica.

A análise da expansão da rede de áreas protegidas foi baseada na data de criação e na área das unidades de conservação criadas, organizadas em 14 intervalos de cinco anos, de 1941 a 2006. As RPPNs, criadas somente a partir dos anos 1990, foram separadas em três intervalos de cinco anos (1993-1997, 1998-2002, e 2003-2007). Para determinar a expansão e atual cobertura da rede destas áreas protegidas, levamos em conta não só a área absoluta de UCs criadas, mas principalmente a área absoluta de UCs em relação a área total a ser protegida. Neste caso, utilizamos a área de remanescentes da cobertura histórica da vegetação como a área a ser protegida em cada estado e região (Figuras 3.1 e 3.2). O percentual de remanescentes protegidos foi calculado assumindo que toda UC engloba somente remanescentes da Mata Atlântica (Tabela 3.1), o que naturalmente sobreestima a quantidade de remanescentes sob proteção, principalmente para as UCUSs. A área total de remanescentes por estado foi compilada do Levantamento da Cobertura e Uso do Solo dos Biomas Brasileiros (Brasil, 2007), que no caso da Mata Atlântica foi elaborado a partir de imagens Landsat, CBERS, e Spot-4, de 2002, tratadas com análise orientada ao objeto no software e-cognition (Cruz & Vicens, 2007). Visando resultados diretamente aplicáveis à gestão foram utilizados como unidades amostrais para a análise da expansão da rede de áreas protegidas as unidades federativas (UF), ou estados. Já que grande parte do esforço para criação e gestão de áreas protegidas no Brasil é feita pelos governos estaduais e pelo governo federal em parceria com os estados, é

interessante gerar informações que possam ser prontamente assimiladas por tomadores de decisão e traduzidas em políticas públicas.

### 3.3. Resultados

Atualmente, 2,1% do bioma Mata Atlântica estão em UCPIs, o que corresponde a 7,8% da área de todos os remanescentes do Bioma (Tabela 3.1). Outros 5% do bioma estão em UCUSs, equivalente à 18,4% da área dos remanescentes. As reservas particulares perfazem 0,1% do bioma, ou 0,4% dos remanescentes. A rede de UCs federais engloba 1,2 milhões de hectares, as UCs estaduais totalizam 6,2 milhões de hectares, e as RPPNs 105 mil hectares. As UCPIs somam 2,3 milhões de hectares, administradas pela federação ou estados, já todas as UCUSs somam 5,2 milhões de hectares. Os governos estaduais têm uma rede de UCPIs 1,5 vezes maior que a rede federal de UCPIs, e a rede de UCUSs estaduais é 12,4 vezes maiores que a rede federal. Existe uma grande diferença entre a cobertura e a composição de áreas protegidas em diferentes estados e regiões da Mata Atlântica. A região nordeste possui uma rede ínfima de UCPIs, cobrindo menos que 0,6% do Bioma Mata atlântica nessa região, o que corresponderia, no máximo, à 2,5% dos atuais remanescentes na região, já as UCUSs cobrem 6,6 % do Bioma nesta região. No sudeste da Mata Atlântica, a rede de UCPIs cobre 2,9% do bioma, ou cerca de 11% da área total de remanescentes nesta região, enquanto que as UCUSs cobrem 3,5% da área do bioma, equivalente à 13,2% da área dos atuais remanescentes (Tabela 3.1).

Legenda Tabela 3.1 (próxima página): Extensão histórica da Mata Atlântica (anterior ao século XVI, Brasil, 2004a), remanescentes atuais (Cruz & Vicens, 2007), e percentual do Bioma e da área equivalente dos remanescentes (entre parênteses) em UCs de proteção integral UCPIs, UCs de uso sustentável – UCUSs, de administração federal e estadual, e de reservas privadas – RPPNs, nas regiões e estados brasileiros. Para o cálculo de remanescentes desprotegidos foi considerado que toda área em UCPIs e RPPNs protegem remanescentes, mas a área em UCUSs não foi descontada.

Região	Estado	Cobertura histórica (Km²)	Remanescentes (%)	Remanescentes (Km²)	UCPIs (%)			RPPN(%)	UCUSs (%)			Remanescentes desprotegidos (km²)
					Federal	Estadual	Todas UCPIs		Federal	Estadual	Todas UCUSs	
Sul	PR	194.386	23,57	45.817	1,80 (7,63)	0,33 (1,38)	2,13 (9,04)	0,20 (0,84)	0,03 (0,13)	11,81 (50,13)	11,85 (50,26)	41.290
	SC	94.674	37,16	35.181	1,20 (3,23)	1,28 (3,44)	2,48 (6,67)	0,16 (0,43)	0,52 (1,40)	-	0,52 (1,40)	32.683
	RS	102.931	32,45	33.401	0,17 (0,52)	0,34 (1,06)	0,51 (1,58)	0,01 (0,03)	0,02 (0,06)	0,85 (2,63)	0,87 (2,69)	32.863
	Total Sul	391.991	29,18	114.383	1,23 (4,20)	0,56 (1,93)	1,79 (6,13)	0,14 (0,47)	0,15 (0,50)	6,08 (20,84)	6,23 (21,34)	106.834
Sudeste	MG	241.718	27,38	66.182	0,30 (1,10)	0,70 (2,56)	1,00 (3,12)	0,09 (0,32)	-	1,41 (5,15)	1,41 (5,15)	63.906
	ES	45.945	21,97	10.094	1,71 (7,77)	0,22 (0,99)	1,92 (8,76)	0,08 (0,35)	0,10 (0,46)	0,49 (2,23)	0,59 (2,69)	9.175
	RJ	12.400	30,66	3.802	3,19 (10,39)	2,90 (9,47)	6,09 (19,86)	0,11 (0,37)	6,57 (21,43)	3,35 (10,92)	9,92 (32,35)	3.033
	SP	166.889	24,29	40.537	0,24 (0,97)	4,91 (20,26)	5,15 (21,23)	0,03 (0,11)	0,04 (0,18)	5,48 (22,63)	5,52 (22,81)	31.887
	Total SE	466.951	26,11	121.921	0,66 (2,53)	2,26 (8,65)	2,92 (11,18)	0,07 (0,26)	0,60 (2,30)	2,86 (10,95)	3,46 (13,25)	107.973
Nordeste	BA	111.077	31,17	34.623	0,59 (1,89)	0,10 (0,33)	0,69 (2,22)	0,11 (0,36)	0,06 (0,18)	9,24 (29,64)	9,30 (29,82)	33.729
	AL	14.707	8,45	1.243	0,56 (6,66)	0,05 (0,53)	0,61 (7,19)	0,04 (0,49)	0,97 (11,44)	1,43 (16,89)	2,40 (28,33)	1.147
	PE	17.093	9,93	1.697	0,12 (1,25)	0,38 (3,78)	0,50 (5,03)	0,05 (0,54)	0,09 (0,91)	-	0,09 (0,91)	1.603
	PB	5.058	19,90	1.006	0,53 (2,68)	0,28 (1,40)	0,81 (4,08)	0,26 (1,32)	2,18 (10,97)	-	2,18 (10,97)	952
	RN	2.848	33,12	943	-	-	-	0,72 (2,2)	0,06 (0,18)	-	0,06 (0,18)	922
	SE	11.796	12,26	1.446	0,29 (2,33)	-	0,29 (2,33)	0,03 (0,21)	-	-	-	1.409
Total NE	162.578	25,19	40.953	0,50 (2,00)	0,12 (0,48)	0,62 (2,48)	0,11 (0,43)	0,20 (0,81)	6,44 (25,57)	6,64 (26,38)	39.762	
Total Bioma		1.052.746	27,12	285.505	0,85 (3,13)	1,30 (4,78)	2,15 (7,79)	0,10 (0,37)	0,37 (1,36)	4,61 (17,01)	4,98 (18,37)	262.208

A diferença na cobertura de área protegidas é observada também dentro das regiões. No sudeste, o Estado de São Paulo detêm 95% da área de UCPIs no Estado, enquanto o Estado do Espírito Santo foi responsável pela criação e administração de somente 11% da área total em UCPIs dentro de seus limites. Alguns governos estaduais criaram extensas redes de UCUSs, mas quase nenhuma UCPIs, como Paraná, no sul, Bahia e Alagoas, no nordeste, e Espírito Santo, na região sudeste (Tabela 3.1, Figura 3.1). As RPPNs são igualmente importantes para todas as regiões em termos de área absoluta, todavia são relativamente mais importantes no nordeste, onde protegem quase a mesma área das UCPIs estaduais (Tabela 3.1).

A cobertura de áreas protegidas está relacionada à área de remanescentes em cada estado, para ambas as categorias de proteção (Figura 3.1). Estados considerados com elevada importância para a proteção da biodiversidade, como Rio de Janeiro e Bahia não necessariamente possuem coberturas de áreas protegidas mais extensas (Figura 3.1). Alguns estados diferem claramente na proporção de remanescentes protegidos, como a notável rede de UCPIs em São Paulo, ou a escassa cobertura de UCPIs nos estados de Minas Gerais, Bahia, e Rio Grande do Sul (Figura 3.1a). Por outro lado, os governos de Paraná e Bahia designaram extensas áreas para UCUSs (Figura 3.1b). As RPPNs são relativamente mais desenvolvidas nos estados do Paraná e Santa Catarina, e também em Minas Gerais e Bahia, se consideradas em relação à cobertura de UCPIs nestes estados (Figura 3.1a e 3.1c), já nos estados do Rio Grande do Sul e São Paulo, as RPPNs são extremamente escassas. (Figura 3.1c).

A cobertura de áreas protegidas cresceu expressivamente nas últimas cinco décadas (Figura 3.2). Entretanto, o progresso das UCs estaduais, federais, de proteção integral e de uso sustentável foi diferente para cada estado e região da Mata Atlântica Brasileira. A rede de UCs federais iniciou com três parques nacionais na região

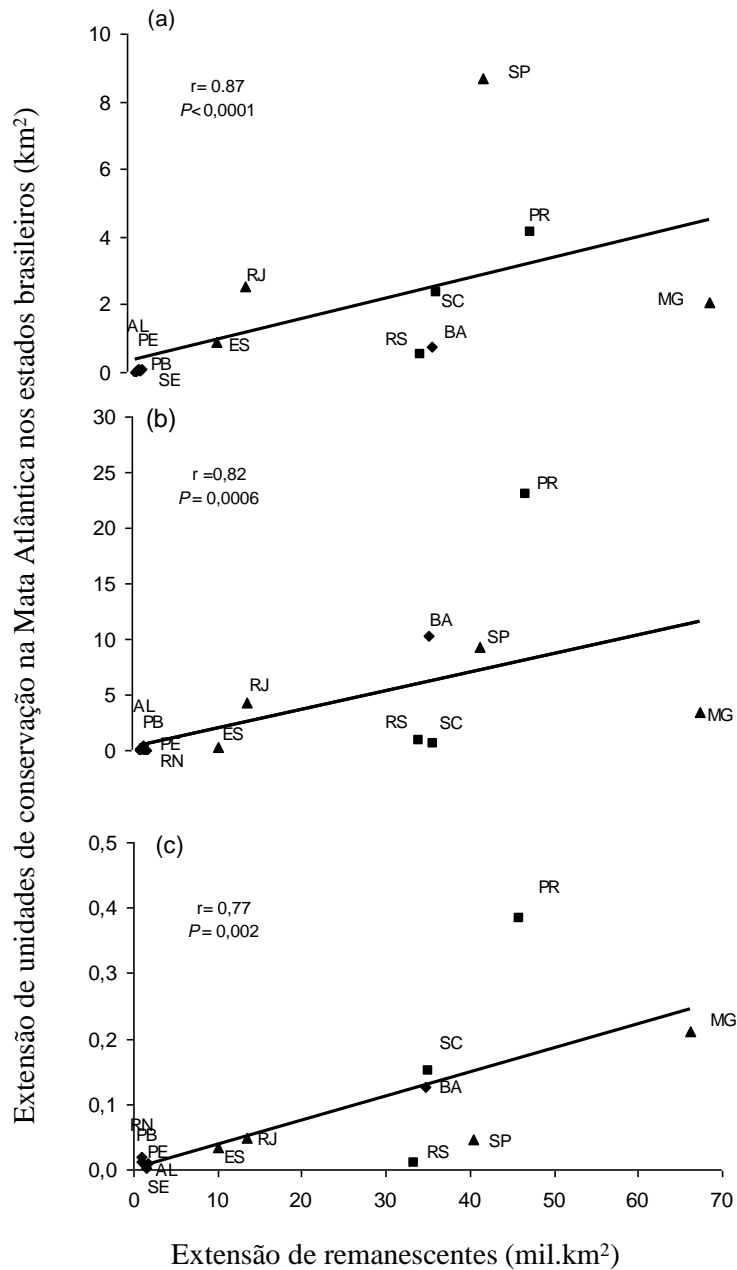


Figura 3.1: Extensão da rede de unidades de conservação – UCs da Mata Atlântica e os atuais remanescentes do Bioma nos estados brasileiros. (a) UCs de proteção integral, (b) UCs de uso sustentável, e (c) reservas privadas. Estados da região sul (quadrados, RS- Rio Grande do Sul; SC- Santa Catarina; PR- Paraná); estados da região sudeste (triângulos, RJ- Rio de Janeiro; SP- São Paulo; MG- Minas Gerais; ES- Espírito Santo); e estados do nordeste (círculos, BA- Bahia; AL- Alagoas; PE- Pernambuco; PB- Paraíba; RN- Rio Grande do Norte). Valores da regressão baseados no logaritmo da área absoluta.

sudeste no final da década de 1930, e experimentou um acelerado crescimento entre 1967 e 1971, após 1977 (Figura 3.2a). Na região sul, as UCPIs federais se expandiram principalmente entre 1981 e 1986, e novamente na última década. No nordeste, a rede de UCPIs federal cresceu majoritariamente entre 1996 e 2001 (Figura 3.2a). As áreas protegidas estaduais cresceram somente a partir da década de 1960s, e principalmente entre 1977 e 1986 na região sudeste. No sul, as UCPIs estaduais foram criadas a partir dos anos 1950s, e cresceram expressivamente entre 1996 e 2001, embora atualmente a maioria da área sob UCPIs ainda seja federal. O mesmo aconteceu na região nordeste, onde as poucas UCPIs estaduais são relativamente pequenas e criadas apenas nos últimos 10 anos. Por outro lado, os governos estaduais foram os principais responsáveis pela criação de UCUSs, a partir do final da década 1980, com incremento acentuado após 1987 na região sul, e após 1992 no nordeste (Figura 3.2b). Na Mata Atlântica, os governos estaduais são responsáveis por 99% da área de UCUSs na região sul, 97% no nordeste, e 83% no sudeste. RPPNs surgiram no início da década de 1990s e cresceram rapidamente entre 1997 e 2002, particularmente nas regiões nordeste e sudeste. No entanto, nos últimos cinco anos (2002-2007), a área de RPPNs criadas em todas as regiões foi a menor quando comparada aos períodos anteriores (Figura 3.2c).

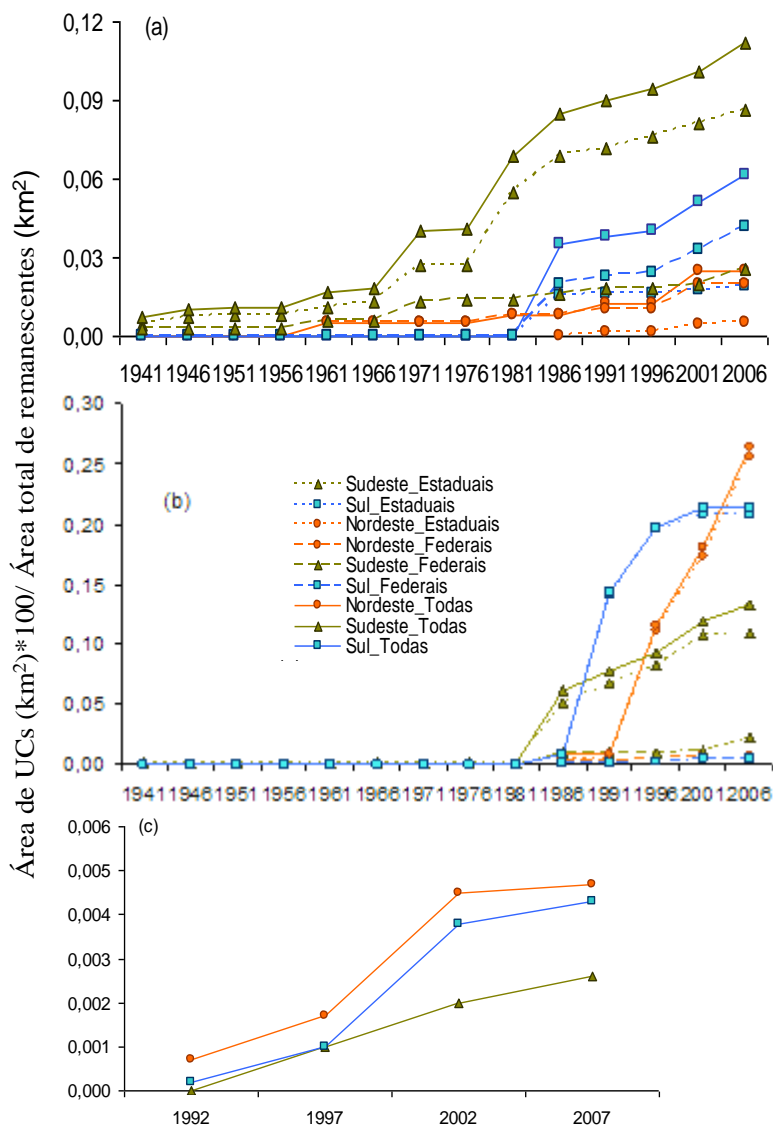


Figura 3.2: Expansão das redes de unidades de conservação – UCs federais, estaduais, e privadas do Bioma Mata Atlântica no ultimo século, nas regiões sul, sudeste e nordeste do Brasil (a) UCs de proteção integral, categorias de I a III da IUCN, (b) UCs de uso sustentável, categorias IV a VI da IUCN, e (c) reservas privadas. Área total de UCs padronizada pela area total de remanescentes em cada região (Cruz & Vicens, 2007). Triângulos representam à região sudeste, quadrados a região sul, e círculos a região nordeste. Linhas pontilhadas representam UCs estaduais, linhas tracejadas UCs federais, e linhas sólidas a área total de UCs.

### 3.4. Discussão

A cobertura de áreas protegidas ainda é deficiente para proteção da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, quando consideramos as metas globais de proteção de 10% de cada das regiões ecológicas, de acordo com o estabelecido na Convenção sobre a Diversidade Biológica (Gaston & Spicer, 2004). Apenas 7,2% de todo o bioma está em UCs, e somente 2,15% está em UCPIs, e somente parte destas UCs protege, de fato, remanescentes da Mata Atlântica (Capítulo 3). Existem diferenças significativas nos investimentos feitos pelo governo federal, governos estaduais e setor privado para criação de áreas protegidas de diferentes categorias dentro dos diferentes limites geopolíticos. Atualmente, sete de 13 estados brasileiros têm menos de 1% do Bioma Mata Atlântica em UCPIs, e somente dois estados, Rio de Janeiro e São Paulo, têm mais de 3% da Mata Atlântica dentro do seu território em UCPIs (Tabela 3.1). A rede de UCs da Mata Atlântica aumentou muito nas últimas duas décadas, principalmente em função das UCUSs estaduais, das quais 70% da área total está em Áreas de Proteção Ambiental – APAs, frequentemente criticadas pela baixa eficácia para conservação da biodiversidade e geração de benefícios sociais (Firkoswski, 2007). Considerando as UCUSs estaduais e federais, as APAs representam 91% da área total de UCUSs na Mata Atlântica. Os governos estaduais e federal investiram de forma diferente para criação de unidades de conservação. Atualmente, 70% da área de UCs criadas pelo governo federal na Mata Atlântica é de UCPIs, enquanto que 78% da área de UC criada pelos governos estaduais são UCUSs. UCPIs federais são 85% de toda a rede de UCPIs do nordeste, 70% no sul, mas somente 23% no sudeste, o que indica o investimento relativamente alto dos governos estaduais da região sudeste em conservação, notavelmente no Estado de São Paulo (Tabela 3.1). O governo federal parece ter uma estratégia de investir mais na proteção

da biodiversidade, priorizando a criação de UCPIs, e buscando equalizar ou aumentar a cobertura de UCPIs federais naquelas regiões onde a cobertura de UCPIs estaduais é escassa. A rede de UCUSs surgiu e cresceu rapidamente a partir da década de 1980s, atualmente a maioria das UCUS são estaduais (93%), principalmente nas regiões sul (98%) e nordeste (97%). A explosão de UCUSs criadas pelos governos estaduais nas duas últimas décadas contrasta com a tímida expansão da rede de UCPIs estaduais (Figura 3.2). As UCUSs estaduais são três vezes a área de todas as UCPIs na Mata Atlântica (Tabela 3.1) ou cinco vezes maior, quando considerada a rede de UCs em todo o Brasil (Rylands & Brandon, 2005). Entretanto, no Bioma Mata Atlântica, as UCUSs preservam relativamente poucos remanescentes da cobertura histórica da vegetação (Capítulo 3). Logo, é necessário ampliar a rede de UCPIs da Mata Atlântica, particularmente as estaduais nas regiões nordeste e sul. Caso a criação de novas UCPIs fosse inviável, os governos estaduais deveriam incluir em suas estratégias de ordenamento territorial e planejamento da paisagem para conservação, a conversão dos remanescentes mais conservados das UCUSs em UCPIs. Caso um terço da área total de UCUSs tenha remanescentes conservados que fossem convertidos em UCPIs, a área total de todas as UCPIs iria dobrar. Também são urgentes táticas ousadas de restauração de habitats em UCUSs e fora das UCs, particularmente em espaços estratégicos da paisagem para a conservação, visando aumentar a conectividade e permeabilidade entre os remanescentes da cobertura histórica da Mata Atlântica.

O crescimento das UCs de proteção integral e de uso sustentável, federais, e estaduais foi diferente para cada estado e cada região da Mata Atlântica, ao longo do último século, e incluiu longos períodos sem a criação de UCs. Nenhuma UCPI foi criada na região nordeste entre 1961 e 1980, e entre 1990 e 1998, e no sul entre 1939 e

1959, e entre 1961 e 1981. As lacunas na criação de UCs ao longo do tempo são mais evidentes considerando cada estado separadamente, como Minas Gerais, onde nenhuma UCPI federal foi criada no Bioma Mata Atlântica entre 1961 e 2003, o que aconteceu também no Rio Grande do Sul entre 1992 e 2006. Até 2006, existia apenas uma UCPI estadual nos estados da Paraíba e Sergipe, e duas em Pernambuco dentro dos limites do Bioma Mata Atlântica, todas criadas entre 1983 e 1990. A rede de UCPIs estaduais cresceu na década de 1960, notavelmente no Estado de São Paulo (Figura 3.2). Nos outros estados, particularmente nos estados das regiões nordeste e sul, a minúscula rede de UCPIs estaduais evidencia o baixo nível de comprometimento dos governos estaduais para conservação da biodiversidade e recursos naturais. Alternativamente, o baixo investimento de ambas as esferas de governos para criação UCPIs na Mata Atlântica na última década poderia indicar uma mudança nas estratégias de conservação, enfocada em investimentos na implementação e manejo das UCs já existentes (Jenkins & Joppa, 2009). Entretanto, este parece não ser o caso, já que 53% de todas as UCs federais e 47% das estaduais ainda não tem plano de manejo, somente 10% das UCs federais têm a situação fundiária resolvida (Drummond et al., 2006), e todas as UCs brasileiras estão severamente depauperadas de recursos humanos e financeiros (Freitas et al., 2007).

Nas últimas duas décadas (1986-2006), enquanto a rede de UCPIs pouco aumentou, a rede de UCUS cresceu aceleradamente particularmente nas regiões sul e nordeste (Figura 3.2). A criação de UCUS vem sendo incentivada como “uma categoria de manejo que assegura a conservação da biodiversidade” (Silva, 2005). Entretanto, a priorização das UCUSs, pode vir em detrimento às UCPIs, e é uma estratégia duvidosa para conservação em longo-prazo (Peres, 2005, Wunder, 2006). Dentre as diferentes categorias de UCs englobadas no grupo das UCUSs, existem as

Reservas Extrativistas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável, e Florestas Nacionais e Estaduais, cujo principal objetivo é o uso sustentável dos recursos naturais, em terras de domínio público. Já nas Áreas de Proteção Ambiental, que somam 91% da área de UCUSs na Mata Atlântica Brasileira, o principal objetivo é o ordenamento territorial (SNUC, 2004) e a propriedade da terra é, na maioria dos casos, privada, englobando extensas áreas de pastagens e campos de agricultura (Capítulo 3), com baixo valor para conservação. Dentre as diferentes categorias de UCs, as APAs são provavelmente aquelas com menor eficácia para a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Firkoswski, 2007). No entanto, é possível que a implementação de iniciativas de restauração de habitats e consolidação de UCs permita a recomposição e proteção de remanescentes da Mata Atlântica em médio e longo prazo, inclusive nas APAs. Logo, para avaliar a eficácia da rede de UCUS é fundamental monitorar as mudanças na cobertura e uso do solo, particularmente relativas à restauração da cobertura vegetal. Neste contexto, mecanismos como o pagamento por serviços ambientais (Wunder, 2006), e créditos de carbono através do mecanismo de desenvolvimento limpo podem ser incentivos-chave para estratégias de restauração. No caso das UCUS, e particularmente das APAs, é interessante avaliar a contribuição destas áreas protegidas para estimular o desenvolvimento sustentável e a sensibilização da sociedade para a conservação da biodiversidade, além de uma análise da proteção de alvos diretos para a conservação, como espécies ou ecossistemas.

Além da proteção de relativamente poucos remanescentes da cobertura histórica da vegetação (Capítulo 3), as UCUSs da Mata Atlântica se sobrepõem às UCPIs em diversos locais. A área total sobreposta entre todas as UCs é de 216 mil hectares, ou 4% da área de todas as UCUSs. Deste total, 136 mil ha é de UCUS

estaduais sobrepostas à UCPIs estaduais, criadas pela mesma esfera governamental. Já as UCPIs estaduais e federais se sobrepõem em apenas duas áreas, somando menos de 20 mil ha. As sobreposições de UCs podem levar a discrepâncias expressivas nas estatísticas da cobertura de áreas protegidas (Jenkins & Joppa, 2009), por isto devem ser evitadas ou descontadas. As UCUSs da Mata Atlântica foram criadas, em geral, de forma oportunista pelos governos estaduais, com baixos custos de aquisição e criação, muitas vezes em áreas degradadas e em propriedades privadas, sem necessidade de aquisição e controle das terras pelos governos. Especialmente nas APAs, os moradores muitas vezes desconhecem à UC na qual vivem (Firkoswski, 2007). Este cenário é diferente na região Amazônica, onde as UCUS surgiram na década de 1980, e atualmente contam com extensas reservas, nas quais a proteção e manejo são planejadas e executadas com a participação decisiva das populações extrativistas. Atualmente, as UCUS na Amazônia são predominantemente reservas extrativistas, criadas pelo governo federal em terras públicas, onde iniciativas promissoras de manejo participativo buscam promover o bem-estar humano e a conservação de espécies, ecossistemas e recursos naturais (Ferraz et al., 2008). UCUSs eficazes devem emergir do movimento de populações locais com fortes relações com os recursos naturais existentes nestes territórios, como por exemplo, a recém-criada RESEX Cassurubá, uma reserva extrativista de manguezal, no Estado da Bahia. Embora a eficácia das UCUSs para conservação da biodiversidade e benefícios sociais na Mata Atlântica deva ser analisada em mais detalhe, os casos de UCUSs promissoras, como a RESEX Cassurubá, são a minoria na Mata Atlântica.

As reservas particulares, RPPNs, foram criadas rapidamente nos anos 1990, após o surgimento de incentivos fiscais encorajando os proprietários rurais em prol da conservação (Mesquita & Vieira, 2004). As RPPNs protegem uma área equivalente a

0,3-0,5% dos remanescentes em todas as regiões do bioma. No nordeste, abrangem a mesma área ocupada por UCPIs estaduais (Tabela 3.1, Figura 3.2). Na Mata Atlântica, as reservas privadas ocupam posições estratégicas, muitas vezes protegendo importantes populações de espécies ameaçadas, como o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Kierulff et al., 2003) e os muriquis (*Brachyteles* spp., Strier & Boubli, 2006, Cunha et al., 2009), além de diversas outras. As RPPNs são ainda importantes pólos para mobilização e capacitação da sociedade para conservação, principalmente dos comunitários do entorno (Mesquita & Vieira 2004, Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional, 2007). As RPPNs são territórios estratégicos para expansão da rede de áreas protegidas, já que a maior parte dos remanescentes desprotegidos da Mata Atlântica está em terras privadas, e pouco lucrativas para agropecuária (Young, 2003). Entretanto, no último período analisado (2003-2007) a expansão da área absoluta protegida em RPPNs diminuiu bruscamente principalmente nas regiões nordeste e sul (Figura 3.2), o que pode estar relacionado à falta de interesse para conservação por parte dos proprietários de terra, como também aos excessivos e custosos requerimentos burocráticos, que parecem inibir a criação de RPPNs no Brasil (Melo et al., 2007). Isto evidencia a necessidade de novas abordagens para envolver os proprietários de terras rurais em prol da conservação. O pagamento por serviços ecossistêmicos PSE é uma tática complementar à criação de UCs, e pode atrair proprietários através do pagamento pela manutenção dos serviços ecossistêmicos que seus remanescentes fornecem (Wunder, 2006), contemplando a demanda destes proprietários por retorno econômico em curto e médio prazo. A estratégia baseada em PSE é muito promissora para Mata Atlântica, que é uma das áreas mais populosas da América Latina, incluindo duas das 15 maiores cidades, São Paulo e Rio de Janeiro. O Bioma Mata Atlântica congrega a maior parte da população

e das riquezas produzidas no Brasil, foi onde começou o movimento conservacionista no país nos anos 1970s, e é um mercado em expansão para PSE, particularmente para a proteção de mananciais, proteção da biodiversidade, beleza cênica, sequestro de carbono e regulação climática.

A maior parte da cobertura histórica e dos remanescentes atuais da Mata Atlântica está na região sudeste (Figura 3.2, Tabela 3.1). Embora esta região tenha a rede de UCPIs mais extensa em todo o Bioma, esta engloba somente 2,92% da área do Bioma, que representaria, no máximo, 12% dos remanescentes existentes nesta região, caso toda área destas UCs fossem cobertas por remanescentes. Isto não é suficiente para permitir a conservação da biodiversidade em longo prazo. Grandes vertebrados foram extintos localmente (Chiarello, 1999, Cunha, 2007), ou suas populações já não são mais viáveis (Brito & Grelle, 2008, Galetti et al., 2009), mesmo nas maiores e bem implementadas UCPIs da Mata Atlântica, com boa infraestrutura e proteção (IBAMA & WWF-Brazil, 2007). Mais de 50% dos vertebrados endêmicos ameaçados da Mata Atlântica estão desprotegidos, ou são espécies-lacuna, contando com uma parte ínfima de suas áreas de distribuição dentro da rede de áreas protegidas (Paglia et al., 2004). O setor privado e os governos federal e estaduais têm que investir em novas UCPIs, focando nos ainda extensos, conectados e desprotegidos remanescentes da região sudeste (Ribeiro et al., 2009), assim como, investir também na real implementação e manejo das unidades de conservação existentes e seus entornos. É necessário um planejamento regional para conservação, em uma perspectiva de conservação da paisagem (Ayres et al., 2005), que incluam as comunidades locais e o PSE (Wunder, 2006). A região sul abarca 40% da extensão da Mata Atlântica, 8,16% desta área está incluída em UCs, mas somente 1,79% em UCPIs, o que representam 6.863 km<sup>2</sup> ou 6% da área total dos remanescentes nesta

região (Tabela 3.1). Os remanescentes da Mata Atlântica na região sul são relativamente grandes, contudo a cobertura de UCPIs é muito pequena (Silva & Castelletti, 2003, Ribeiro et al., 2009), totalizando menos de 1,2% do Bioma em UCPIs federais e 0,6% em UCPIs estaduais. Na região nordeste, somente uma pequena fração dos escassos remanescentes está protegida, e as UCPIs são uma minúscula porção destes e equivalem a menos de 1% do Bioma nos estados da região (Tabela 3.1, Figuras 3.1 e 3.2). A Mata Atlântica costeira da região nordeste abriga dezenas de espécies criticamente ameaçadas de extinção (Silva & Casteleti, 2003, Brooks & Rylands, 2003). É uma das áreas mais importantes para a conservação da avifauna mundial (Bencke et al., 2006). Na região Nordeste, ocorrem também primatas endêmicos, com áreas de distribuição muito restritas (Mittermeyer et al., 2005). Entretanto, as UCPIs estão muito isoladas e limitadas em tamanho para manter os serviços ecossistêmicos ou populações viáveis a longo prazo para a maioria das espécies (Silva & Casteleti, 2003, Pinto et al., 2006). As poucas UCs desta região não foram implementadas, comprometendo ainda mais a conservação da biodiversidade em médio e longo prazo (Tabarelli et al., 2003). Considerando este cenário, certamente iremos testemunhar a extinção de várias espécies nos próximos anos (Brooks & Rylands, 2003).

A cobertura UCs é positivamente relacionada à quantidade de remanescentes em cada estado (Figura 3.1). Entretanto, existem grandes discrepâncias, como o Estado de São Paulo, no qual 5,5% do Bioma está em UCPIs e Minas Gerais e Rio Grande do Sul, com menos de 1% do Bioma em seus territórios sob UCPIs, o que corresponde a menos de 3% da área de seus remanescentes da Mata Atlântica (Figura 3.1). Estados que concentram elevada biodiversidade, como o Rio de Janeiro e Bahia, não necessariamente possuem redes de áreas protegidas mais extensas ou em

categorias mais protegidas. O Estado do Rio de Janeiro tem 6% do bioma em UCPIs, o que ainda é pouco considerando a área absoluta relativamente pequena e a elevada importância dos remanescentes desprotegidos para manutenção da biodiversidade do Bioma. O estado da Bahia têm áreas relativamente extensas, supostamente protegidas em UCUSs, mas a maioria destas áreas está em APAs, em áreas costeiras muito degradadas. Os remanescentes da região nordeste são extremamente pequenos para permitir a viabilidade de espécies de médio e grande porte (Galetti et al., 2009; Ribeiro et al., 2009), e as UCPIs são praticamente inexistentes (Figura 3.1). Embora o governo federal tenha anunciado a criação de 314 km<sup>2</sup> de UCPIs na Bahia em 2007, isto ainda é insuficiente para manter amostras representativas e viáveis da biodiversidade da Mata Atlântica na região. Em todos os estados da região nordeste, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, na região sudeste, e Santa Catarina e Rio Grande do Sul, na região sul A insignificante cobertura de UCPIs estaduais evidencia a ausência histórica de um papel proativo dos governos estaduais para a conservação da biodiversidade (Figura 3.1). O futuro da Mata Atlântica depende da criação urgente de novas UCPIs nestes estados e regiões, assim como da restauração de habitats, particularmente nas degradadas APAs. Estas táticas devem estar englobadas em uma estratégia regional para conservação, que considere a manutenção e conservação da paisagem, com alvos claros para conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, dentro e fora das UCs. O manejo da paisagem para a conservação da biodiversidade fora das UCs também é uma tática fundamental, já que a permanência das espécies e a manutenção dos processos ecossistêmicos na Mata Atlântica dependerá cada vez mais de uma rede de áreas verdes em UCs, APP, RLs e até fora das áreas protegidas, assim como uma matriz permeável entre as manchas de hábitat.

A Mata Atlântica brasileira experimentou uma série de desastres ambientais e sociais nos últimos cinco séculos (Dean, 1995), contudo, se tornou um solo fértil para iniciativas visando a conservação da biodiversidade nas últimas três décadas, especialmente na região sudeste (Brandon et al., 2005). Mesmo assim, as áreas sob proteção restrita abrangem apenas 2% de todo o bioma, e outros 5% estão nas áreas destinadas ao uso sustentável, entretanto mais de 90% da área das UCUSs estão nas dúbias e degradadas APAs. O efetivo uso sustentável, os benefícios sociais, e os benefícios para conservação da biodiversidade ainda devem ser detalhadamente avaliados em UCUSs. Paralelamente, até as UCPIs melhor implementadas carecem de recursos humanos e financeiros, e estão sob constantes e intensas ameaças à sua integridade biológica (Pavese et al., 2007). Logo, é necessário avaliar e reforçar a conservação da biodiversidade nas UCPIs. É urgente a criação de novos e agressivos incentivos e políticas públicas em favor da conservação de espécies e serviços ecossistêmicos, e não mais incentivos perversos para grandes fazendeiros converterem florestas em pastos e plantações, como adotados historicamente no Brasil (Young, 2003). O planejamento da paisagem para conservação deve incorporar também as reservas legais, porções de 20% de todas as propriedades rurais que devem ser destinadas à conservação da vegetação natural. Estas áreas são potencialmente muito importantes para o incremento de corredores ecológicos e permeabilidade das matrizes (Ayres et al., 2005, Jacobs et al., 2007, Ribeiro et al., 2009). Paisagens produtivas podem manter um número apreciável de espécies da Mata Atlântica, como evidenciado em plantações de cacau no sul da Bahia (Pardini et al., 2009), e áreas de silvicultura no Rio Grande do Sul (Fonseca et al., 2009). Entretanto, muitas espécies ainda dependem de fragmentos grandes, preservados, e com baixa intensidade de caça (Fonseca et al., 2009, Galetti et al., 2009, Pardini et al., 2009). Logo, as estratégias

para a conservação da Mata Atlântica devem focar múltiplos alvos para conservação, e na real implementação das UCs existentes. A sociedade deve aumentar a pressão sob as autoridades governamentais e setor privado para alcançar no mínimo 5% do bioma em UCPIs, que incluam >10% dos remanescentes em todos os estados, e quantidade igual ou superior em UCUSs, e uma rede de UCs ainda mais extensas nos estados e áreas com elevada importância para biodiversidade. Os governos e o setor privado têm que criar incentivos para conciliar a manutenção de ecossistemas, conservação da biodiversidade, e bem estar humano em paisagens produtivas e de usos múltiplos em UCUSs, e no entorno das áreas protegidas, assim como, expandir expressivamente a rede de UCs de proteção integral.

## Capítulo 3

# RISCO DE EXTINÇÃO DAS FITOFISIONOMIAS E A EFICÁCIAS DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA.

#### **4.1. Introdução**

A cobertura de áreas protegidas tem crescido no mundo e destacadamente no Brasil (Rylands & Brandon, 2005; Jenkins & Joppa, 2009). As áreas protegidas, ou unidades de conservação (UCs), são as principais ferramentas para a conservação de espécies e ecossistemas (Bruner et al., 2001, IUCN, 2005). Entretanto, a atual rede de UCs abrange um determinado conjunto de espécies e habitats, enquanto outros permanecem desprotegidos (Rodrigues et al., 2004, Rodríguez et al., 2008, Coad et al., 2010). Na Mata Atlântica do Brasil, após três décadas de significativos investimentos para criação e implementação de UCs (Mittermeier et al., 2004, Laurance, 2009), a eficácia da atual rede de UCs para captura e conservação de amostras representativas da biodiversidade foi analisada através da efetividade de gestão de UCs (Pavese et al., 2007), lacunas na proteção da distribuição geográfica de vertebrados endêmicos ameaçados de extinção (Paglia et al, 2004), e configuração da paisagem (Ribeiro et al., 2009). Contudo, é necessário avaliar de forma padronizada o status de conservação e a eficácia das UCs para proteção dos elementos que compõem a biodiversidade, como as espécies e fitofisionomias. Dados de campo sobre a atual distribuição e condições demográficas das espécies ainda são limitados à poucos taxa, e custosos para serem obtidos para uma ampla gama de espécies. Sendo assim, o uso de indicadores substitutos, ou complementares às espécies, como os tipos de vegetação, pode facilitar o monitoramento de avanços no cumprimento de metas para a conservação para todo o bioma, regiões ou ecossistemas específicos e também para redes de UCs.

Critérios padronizados foram aplicados com sucesso para avaliar o risco de extinção das florestas da América Latina, incluindo a Mata Atlântica brasileira (Rodríguez et al., 2007, 2008). A extensão da cobertura florestal nativa na Mata

Atlântica, tem sido quantificada através de sensoriamento remoto, a cada cinco anos ao longo dos últimos 20 anos (Ribeiro et al., 2009). A variação nas resoluções e métodos utilizados não permite comparações entre estes levantamentos, mas em todos eles a cobertura de remanescentes florestais estimada sempre variou entre 7 e 8%. Recentemente, levantamentos considerando fragmentos menores, florestas secundárias e uma ampla gama de formações florestais remanescentes contabilizaram entre 11,6% e 21%, além de cerca de 5% de outros ecossistemas não florestais nativos, como mangues, restingas e formações campestres (Cruz & Vicens, 2007, Ribeiro et al., 2009). Entretanto, a Mata Atlântica abrange uma elevada heterogeneidade nas diferentes escalas espaciais, e os remanescentes e UCs estão distribuídos de forma desigual entre as distintas regiões biogeográficas e fisionomias da vegetação. A maior proporção de remanescentes e áreas protegidas está na Floresta Ombrófila Densa da região sudeste, quando comparada às florestas secas do nordeste e centro-oeste (Oliveira-Filho & Fontes, 2000, Silva & Castelleti, 2003, Ribeiro et al., 2009; Capítulo 2). Recentemente, o Levantamento da Cobertura e Uso do Solo dos Biomas Brasileiros (Brasil, 2007) identificou os remanescentes da cobertura histórica utilizando uma classificação detalhada dos tipos de vegetação (Brasil, 2004b), o que permite uma avaliação padronizada do risco de extinção destas fitofisionomias na Mata Atlântica, em relação à cobertura histórica destas formações. Este levantamento serve também como uma linha de base para monitorar mudanças futuras no uso da terra e no estado de conservação dos tipos de vegetação no bioma como um todo, e também dentro da rede de UCs.

A partir dos anos 1930, as primeiras áreas protegidas criadas no Brasil foram parques nacionais e outras UCs de proteção integral (UCPI) na Mata Atlântica. A partir dos anos 1980s iniciou-se a criação UCs de uso sustentável (UCUSs), cuja

extensão da rede é, atualmente, três vezes maior do que a rede de UCPI na Mata Atlântica (Capítulo 2). Este recente enfoque em UCUS promete reconciliar o desenvolvimento social com a conservação da natureza (Loke & Dearden 2005; Silva, 2005). De fato, o enfoque na equidade social e redução da pobreza tem sido uma diretriz comum para a criação e manejo de áreas protegidas em todo o mundo (IUCN 2005, Looke & Dearden, 2005) e, em particular, na América Latina (Declaración de Bariloche, 2007). Entretanto, a priorização de UCUS em detrimento das UCPIs pode criar desafios consideráveis para as estratégias de conservação da biodiversidade e recursos naturais em longo prazo (Peres, 2005, Wunder, 2006). Adicionalmente, a criação de UCUS não pressupõem posse de terra pública, ou seja, propriedades privadas permanecem dentro das UCs, onde seus proprietários têm direito e autonomia sob o uso do solo, embora seja vetada a supressão da vegetação em estágio de regeneração secundário ou mais avançado (Brasil, 2006) Como um efeito indesejado, podemos esperar a composição da cobertura de UCUS com tipos de uso do solo mais compatíveis às atividades humanas, e não necessariamente com os objetivos de conservação de espécies e ecossistemas.

Avaliamos o risco de extinção dos diferentes tipos vegetacionais da Mata Atlântica (Figura 4.1) e a eficácia das UCPIs e UCUS para capturar estes remanescentes, utilizamos o Levantamento da Cobertura e Uso do Solo Oficial dos Biomas Brasileiros (Brasil, 2007). A rede de UCs avaliada inclui os polígonos das UCPIs e UCUS federais e estaduais do Bioma Mata Atlântica. Nossas expectativas são encontrar: (i) florestas ombrófilas mais conservadas e mais protegidas que as florestas secas, já que as florestas ombrófilas estão situadas em áreas com relevo acidentado e escarpado, com solos pouco férteis, e em paisagens de beleza cênica extraordinária; (ii) UCPIs mais eficazes para capturar remanescentes da Mata

Atlântica do que as UCUSs, considerando eficácia como a proporção de habitat nativo capturada por cada unidade de área da UC.

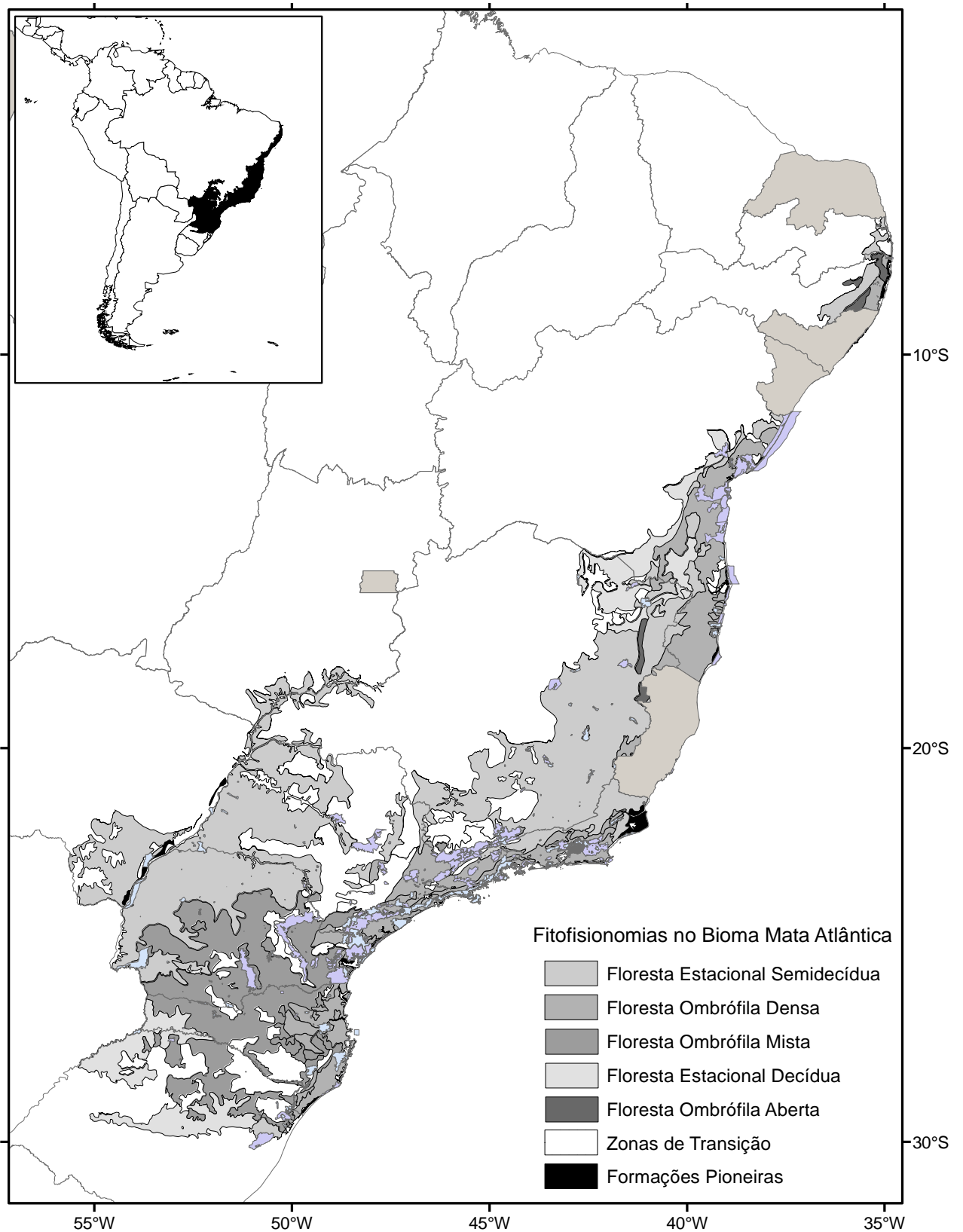


Figura 4.1: Fitofisionomias florestais da vegetação brasileira (Brasil, 2004b) no Bioma Mata Atlântica (2004a).

## 4.2. Métodos

O levantamento de cobertura e uso do solo foi realizado através de classificação orientada ao objeto, utilizando imagens Landsat, CBERS e Spot-4 datadas de 2002, analisadas no software e-cognition (Brasil, 2007). Para maiores detalhes sobre o método de classificação utilizado, consulte Cruz & Vicens (2007). A cobertura do solo foi então classificada em três tipos e 14 subtipos: (1) Remanescentes Florestais – RF (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista ou Mata de Araucárias; Floresta Estacional Decídua, Floresta Estacional Semidecídua, e Savanas Florestadas); (2) Remanescentes não-florestados RNF (Mangues, Restingas, Zonas de Transição, e Refúgios de Vegetação ou do pleistoceno); e (3) Áreas Antrópicas – AA (Agricultura, Pastos, Áreas Urbanas, e Silvicultura), seguindo a nomenclatura adotada para a classificação da vegetação do Brasil (Brasil, 1993, 2004b).

Para avaliar a eficácia na captura destes remanescentes pelas UCPIs *vs.* UCUSs, construímos uma base de dados dos polígonos das unidades de conservação federais e estaduais do bioma Mata Atlântica, a partir dos polígonos do Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2006, 1:250.000), da Conservação Internacional do Brasil e parceiros (CI-Brasil) (Capítulo 2). As UCs representadas no sistema de informação geográfica, software ArcGIS 9.0, totalizaram 231 UCPIs (48 federais e 183 estaduais) e 191 UCUSs (45 federais e 146 estaduais). No Brasil, UCPIs são compatíveis com as categorias I-III da IUCN, e UCUSs com as categorias IV-VI (Silva, 2005). Testamos a diferença na frequência de tipos de uso do solo entre o bioma com um todo *vs.* UCPIs *vs.* UCUSs, com o teste do qui-quadrado.

A classificação do risco de extinção foi baseada no critério A de Rodríguez e colaboradores (2007, 2008), que consideram criticamente ameaçada (CR), as

fitofisionomias com mais de 90% da cobertura histórica devastada; ameaçadas (EN), aquelas com perda de mais de 70% da cobertura histórica; e vulneráveis (VU), as fitofisionomias com mais de 50% da cobertura histórica convertida ao uso antrópico. Adicionamos uma quarta categoria - provavelmente extinto em um futuro próximo (ExT) – para aquelas fitofisionomias cujos remanescentes representam menos que 1% da cobertura histórica dentro de UCPIs, e seguindo a tendência atual de degradação e destruição tem mais chances de serem extintas. A cobertura histórica da vegetação foi calculada a partir do Mapa de Vegetação do Brasil (Brasil, 2004b, 1:5 milhões), o que não permitiu resolução suficiente para avaliar fitofisionomias distribuídas em manchas pequenas ou na região costeira. Logo, para a avaliação do risco de extinção dos RNF, foi considerada somente a vegetação das Zonas de Transição, distribuída em manchas relativamente grandes, em áreas interioranas. Para avaliar a proteção dos remanescentes da Mata Atlântica, calculamos a área absoluta e a proporção em relação à cobertura histórica dos diferentes tipos de vegetação, para o bioma como um todo e para a rede de UCs. Todos os dados foram padronizados quanto ao datum (South America 1969), sistemas de coordenada (latitude, longitude), e sistemas de projeção (cilíndrica equirretangular). Utilizamos a “projeção equivalente de Albers” para minimizar a distorção no cálculo das áreas dos polígonos resultantes (Ormsby et al., 2004).

### 4.3. Resultados

Um quarto do Bioma Mata Atlântica ainda é coberto por remanescentes da vegetação histórica, isto significa que 75% da cobertura do bioma foi convertida em pastos, plantações, silviculturas e áreas urbanas (Figura 4.2 e 4.3). A maioria dos remanescentes atuais são da Floresta Ombrófila Densa, com 44% de todos remanescentes florestais atuais do Bioma, que representam 47% da cobertura histórica desta fitofisionomia. Os remanescentes das Florestas Estacionais Decídua e Semidecídua representam 10% e 25%, respectivamente, das formações florestais atuais do Bioma (Figura 4.2b), o que representa apenas 12% e 24% da cobertura histórica destas fitofisionomias (Tabela 4.1). Já a Floresta Ombrófila Mista e a Ombrófila Aberta, representam 18% e 1% respectivamente dos remanescentes atuais do Bioma, o que equivale a 24% e 16% de suas coberturas históricas (Tabela 4.1). Então, considerando todos os remanescentes no Bioma, cinco dos seis principais tipos de vegetação da Mata Atlântica estão ameaçados de extinção (EN), e a Floresta Ombrófila Densa é vulnerável (Tabela 4.1).

No entanto, os remanescentes protegidos somam somente 2% da cobertura histórica da vegetação da Mata Atlântica em UCPIs, e outros 2% em UCUSs. Mas, as fitofisionomias não estão igualmente protegidas na atual rede de UCs (Figura 4.3). Somente a Floresta Ombrófila Densa tem fragmentos relativamente grandes e bem protegidos, com mais de 10% dos seus atuais remanescentes em UCs. Logo, estaria ameaçada (EN), considerando somente a área dos remanescentes protegidos. Todas outras fisionomias têm menos de 2% da sua cobertura original em remanescente protegidos em UCs, e estão desproporcionalmente representadas na atual rede de UCs

Tabela 4.1: Risco de extinção das fisionomias florestais da Mata Atlântica, incluindo a extensão da cobertura histórica e atual. Risco de extinção de acordo com Rodríguez et al. (2007, 2008), considerando a cobertura de remanescentes, <10% da cobertura histórica como criticamente ameaçado (CR); <30% ameaçado, e < 50% como vulnerável (VU). Foi adicionada uma quarta categoria, provavelmente extinto em um futuro próximo (ExT), para as fitofisionomias com menos de 1% da cobertura histórica remanescente protegida em unidades de conservação.

Fitofisionomia	Bioma Mata Atlântica				UCPIs		UCPIs + UCUS		
	histórica	atual	risco ext.	%hist.	%atual	risco ext	%hist.	%atual	risco ext
Floresta Estacional Semidecídua (F)	448.320	54.876		2.445			3.352		
		12%	EN	0,5%	4%	ExT	0,7%	6%	ExT
Floresta Ombrófila Densa (D)	206.096	96.401		14.400			31.747		
		47%	VU	7%	15%	CR	15%	33%	EN
Floresta Ombrófila Mista (M)	168.713	40.140		483			2.903		
		24%	EN	0,3%	1%	ExT	2%	7%	CR
Floresta Estacional Decídua (C)	91.200	21.600		717			897		
		24%	EN	0,8%	3%	ExT	1%	4%	ExT
Floresta Ombrófila Aberta (A)	16.028	2.603		58			78		
		16%	EN	0,4%	2%	ExT	0,5%	3%	ExT
Zonas de Transição (ATE)	64.197	10.489		670			1.307		
		16%	EN	1%	6%	ExT	2%	12%	CR
Refúgios Vegetacionais (R )	122	1.779		107			536		
					6%			30%	
Formações Pioneiras (P)	13.497	13.750		1.586			3.807		
	10%				12%			28%	
Outras	95.420								
Total	1.103.591	241.638		20.360			44.091		
		22%	EN	2%	8%	CR	4%	18%	CR

do Bioma Mata Atlântica (Tabela 4.1). Considerando somente os remanescentes dentro de UCs, as florestas secas (estacionais decíduas e semidecíduas) e a floresta ombrófila aberta estarão provavelmente extintas em um futuro próximo (ExT). A Floresta Ombrófila Mista, ou Mata de Araucária, está criticamente ameaçada de extinção (CR), com somente 2% de sua cobertura histórica englobada em UCs. Isto é ainda mais preocupante considerando o fato que esta fitofisionomia, ao contrário das outras é endêmica do o Bioma Mata Atlântica.

Todavia, a composição da cobertura e uso do solo de UCPIs vs. UCUSs difere claramente. Enquanto que 40% da área das UCUSs cobrem pastos, plantações, e outras áreas com cobertura e uso do solo antrópicos, as UCPIs são cobertas por remanescentes da Mata Atlântica em 88% de sua área total (Figura 4.2a), sendo 76% de fisionomias florestais, o que representa 8,3% de todos os remanescentes florestais do Bioma. 60% da área total de todas as UCPIs é coberta por Floresta Ombrófila Densa, 13% por florestas secas (estacionais decíduas e semidecíduas), e somente 2% são florestas mistas, e 0,2% de florestas abertas. Estes remanescentes protegidos representam 15% da cobertura histórica da Floresta Ombrófila Densa, e apenas 0,7% e 1% da cobertura histórica das florestas decíduas e semidecíduas, respectivamente (Tabela 4.1.).

As UCUCs protegem uma área absoluta semelhante de remanescentes da Mata Atlântica (Tabela 4.1), mas o percentual da área de UCUS coberta por remanescentes da Mata Atlântica é menos do que a metade do percentual de UCPIs coberta por remanescentes (Figura 4.2a). Mesmo assim, a Floresta Ombrófila Densa também é a formação florestal mais representada nas UCUSs, ocupando 32% de sua área total, o que representa 18% dos atuais remanescentes desta fitofisionomia (Tabela 4.1). Da mesma forma que nas UCPIs, as outras fitofisionomias florestais também são

encontradas em menor proporção dentro das UCUSs do que no bioma como um todo, embora as proporções da área ocupada por estas fitofisionomias sejam diferentes entre as UCPIs e UCUSs (Figura 4.2b). 4% da áreas das UCUSs estão cobertas pela Floresta Ombrófila Mista, o que representa 2% da cobertura histórica, e 7% área dos atuais remanescente desta fitofisionomia (Tabela 4.1). As Florestas Estacionais Semidecídua e Decídua ocupam somente 2% e 0,4% respectivamente, da área total de UCUSs, isto representa apenas 0,2% da cobertura histórica destas fitofisionomas no Bioma Mata Atlântica, ou 2% e 3%, respectivamente, dos remanescentes atuais destas formações (Tabela 4.1)

As UCPIs vs. UCUSs também diferem na proporção de remanescentes não-florestais (Figura 4.2c). Na rede de UCPIs, a cobertura de 3,4% de vegetação ripária e 1,9% das restingas costeiras, representam 14% e 11% dos remanescentes atuais destas fitofisionomias, enquanto as UCUSs englobam 32% dos remanescentes atuais de manguezal, 24% dos refúgios vegetacionais, e 11% dos fragmentos de restinga que ainda restam na Mata Atlântica. Pastos, plantações, silviculturas e áreas urbanas ocupam quase metade da área total das UCUSs, mas somente 9% das UCPIs (Figura 4.2a). Dentre as áreas antrópicas, as UCUSs cobrem proporcionalmente mais áreas de silvicultura (Figura 4.2d), atividade econômica permitida em Florestas Nacionais e estaduais.

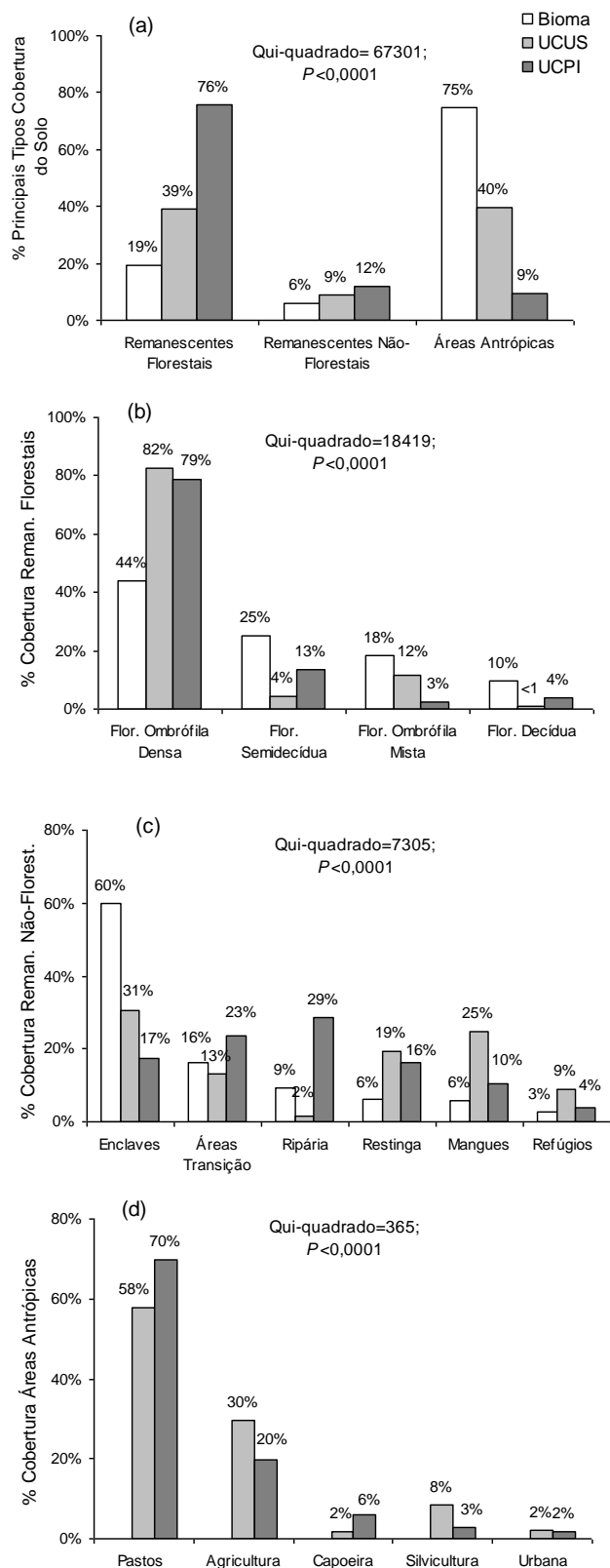


Figura 4.2: Cobertura e uso do solo no Bioma Mata Atlântica, e suas unidades de conservação de proteção integral (UCPI) e de uso sustentável (UCUS). Levantamento do uso e cobertura do solo atual do Bioma Mata Atlântica de Cruz & Vicens (2007) e Brasil (2007). (a) Principais tipos de cobertura; (b) remanescentes florestais; (c) remanescentes não-florestais; e (d) tipos antrópicos de uso do solo. Teste do  $\chi^2$  a partir da frequência absoluta dos tipos de uso do solo nos diferentes territórios.

#### 4.4. Discussão

Investimentos expressivos para criação e implementação de áreas protegidas na Mata Atlântica nas últimas três décadas permitiram avanços significativos na cobertura de UCs (Capítulo 2). Entretanto, considerando uma meta de 10% para proteção de cada região ecológica, neste caso as fitofisionomias da Mata Atlântica, a área protegida ainda não é suficiente para permitir a conservação da biodiversidade em longo prazo, particularmente contabilizando os remanescentes sob proteção restrita. A fitofisionomia mais abundante e bem protegida na Mata Atlântica é a vulnerável (VU) Floresta Ombrófila Densa. Os demais tipos de vegetação estão ameaçados de extinção (EN) e subrepresentados na atual rede de UCs. Cerca de 78% das Florestas Semidecíduas do Brasil, e 100% das Florestas Mistas ocorrem no Bioma Mata Atlântica. Entretanto, somente 1% e 2%, respectivamente, da cobertura histórica destas fitofisionomias estão protegidas em UCs. Isto significa que a sociedade e governo devem pactuar estratégias para ampliar a rede de UC e aumentar da conectividade e a qualidade ambiental dos remanescentes dentro e fora das UCs. É fundamental garantir a conservação dos remanescentes fora das UCs e promover paisagens sustentáveis, caso contrário todas as fitofisionomias da Mata Atlântica, com exceção da Floresta Ombrófila Densa, estarão bem próximas da extinção no próximo século (Tabela 4.1).

Atualmente, as UCPIs capturam 1,8 vezes mais remanescentes da Mata Atlântica por unidade de área que as UCUSs. Estas categorias também diferem na proporção dos tipos de vegetação e uso do solo englobados em seus territórios (Figura 4.2). Atualmente, 40% da área das UCUSs é coberta por tipos de uso do solo antrópicos, indicando uma baixa eficácia para conservação. Por outro lado, aponta um grande potencial para restauração, e aumento da área de remanescentes protegidos

dentro destas UCUSs. A maior parte das Florestas de Araucárias protegidas (83%) e dos manguezais em UCs (80%) estão em UCUSs, que por vezes, não são contabilizadas como áreas protegidas, devido ao argumento que possuem baixa eficácia para a conservação (Fagan et al., 2006, Ribeiro et al., 2009), particularmente no caso das Áreas de Proteção Ambiental – APAs na Mata Atlântica (Firowski, 2007, Capítulo 2). Dentre os 36.448 km<sup>2</sup> de área ocupada por APAs, 16.169 km<sup>2</sup> (44%) cobrem áreas antrópicas, o que representa 97% de todas as áreas antrópicas em UCUS. A região das Florestas de Araucária está sob elevada pressão do setor florestal, principalmente para plantação de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp., e em menor escala a nativa *Araucária angustifolia* (Fonseca et al., 2009). A Floresta Ombrófila Mista dentro das UCUSs provavelmente inclui áreas de plantações de araucárias, assim como remanescentes da cobertura histórica desta fitofisionomia, os quais são alvos constantes de desmatamentos ilegais. Os manguezais estão localizados ao longo da costa Atlântica, a região mais populosa do país, e são ecossistemas-chaves para manutenção de estoques pesqueiros, e também para subsistência de populações locais. Historicamente, os mangues têm sido alvo de desmatamento e conversão do uso da terra para especulação imobiliária e expansão de cidades, resorts, condomínios de veraneios, e em alguns casos, de favelas. Neste contexto, é essencial monitorar as mudanças futuras no uso da terra e promover a efetiva conservação das manchas de Floresta Ombrófila Mista e de manguezais dentro de UCUSs.

Para avaliar a eficácia das UCs para conservação da biodiversidade em longo prazo, temos que acompanhar as mudanças na cobertura e uso do solo resultantes de ações de degradação, manutenção ou de restauração dentro das UCs. Além desta primeira abordagem baseada apenas na área de remanescentes, devem ser levadas em conta, quando possível, outras métricas da paisagem e levantamentos de campo para

avaliar o estado de conservação das fitofisionomias e das espécies da Mata Atlântica, (Rodríguez et al. 2007, 2008, de Bello et al., 2010). Contudo, a avaliação padronizada do risco de extinção das fitofisionomias, abaixo da escala do bioma, permite uma forma simples de monitorar e comunicar metas e o estado de conservação destas fisionomias, guiando ações de manejo no campo e o direcionamento das políticas públicas. É interessante notar que a classificação de risco de extinção de Rodríguez e colaboradores (2007, 2008), categoriza as fitofisionomias com menos de 10% de sua cobertura original remanescente, como criticamente ameaçadas de extinção (CR). Este limite contrasta com a meta da Convenção da Diversidade Biológica (<http://www.cbd.int/>, acessado em 1 de maio de 2010), de proteção de no mínimo 10% da cobertura de cada região ecológica. Isto poderia indicar que o critério de Rodríguez e colaboradores (2007, 2008) é muito conservador, ou, o que é mais provável, que a meta de 10% de proteção não é suficiente para garantir a conservação de amostras representativas da biodiversidade (Rodrigues et al., 2004), mas apenas uma meta alcançável no contexto sociopolítico na qual foi estabelecida.

Nos últimos 20 anos, levantamentos dos remanescentes da Mata Atlântica estimaram entre 7 e 8% de fragmentos florestais na área da cobertura histórica da Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica, 2005), que foi classificada como criticamente ameaçada de extinção (CR) (Rodríguez et al., 2007). Entretanto, estimativas mais acuradas mapearam entre 12% e 16% de remanescentes no limite mais amplo (1,4 mi km<sup>2</sup>) do Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008, Ribeiro et al., 2009). Quando considerado o limite mais conservador, e com os remanescentes relativamente menos degradados do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a), cerca de 27% da cobertura histórica da vegetação ainda permanece com vegetação similar à histórica (Cruz & Vicens, 2007, Capítulo 2). Em ambos os casos, a Mata Atlântica

como um todo deveria ser reclassificada como ameaçada de extinção (EN), já que ainda restam mais de 10% de sua cobertura histórica. Todavia, a Mata Atlântica engloba uma coleção de ecossistemas e ecorregiões (Olson et al., 2001; Scarano, 2002), e a avaliação padronizada de cada uma destas partes permite identificar e monitorar metas de conservação para cada fitofisionomia no bioma. Considerando a variação altitudinal da Mata Atlântica, áreas de elevada importância para conservação da biodiversidade, estão em florestas de encosta e de baixada, onde os remanescentes são escassos e as unidades de conservação quase inexistentes (Tabarelli et al., 2010; Cunha & Rajão, 2007). Portanto, deve-se avaliar o quanto dos remanescentes, e de quais fitofisionomias, e se possível em quais classes altitudinais, estão protegidos, e em que categoria de proteção (UCPIs vs. UCUSs). Assim, será possível indicar estratégias de conservação ainda mais específicas. Estimativas anteriores da cobertura de UCs apontaram somente 1,05% da cobertura histórica do Domínio Mata Atlântica protegidos na rede de UCs (Ribeiro et al, 2009). Neste estudo, identificamos 1,95% da cobertura histórica do Bioma em UCPIs, como considerado por Ribeiro e colaboradores (2009), e 4,2% dos remanescentes protegidos, quando considerado também os remanescentes dentro das UCUSs. A diferença entre estas estimativas está provavelmente relacionada à base de dados de UCs utilizadas (Coad et al., 2010) e as diferentes metodologias de classificação da vegetação entre os dois estudos. Logo, é recomendado incentivar o intercâmbio de dados e metodologias utilizadas.

Para cada fitofisionomia deve ser adotada uma estratégia diferente de conservação. Na Floresta Ombrófila Densa, o foco deve ser na real implementação, proteção e aumento da conectividade das UCs existentes, principalmente as UCPIs. Mas também, é importante incentivar a restauração de habitats nas UCUSs. Os remanescentes da Floresta Ombrófila Densa são relativamente extensos e bem

protegidos, entretanto a cobertura de UCs ainda é insuficiente para garantir a viabilidade das populações de grandes vertebrados em longo prazo (Brito & Grelle, 2006; Galetti, et al., 2009), e diversas extinções locais já foram registradas ou estão em curso na atual rede de UCs e entorno (Chiarello, 2001; Ribon et al., 2003, Cunha et al., 2009, Metzger et al., 2009). Entretanto, a situação é ainda pior para as outras fitofisionomias, com uma proporção de remanescentes bem menor e uma ínfima parte de suas coberturas históricas da vegetação dentro da rede de UCs. A Floresta Semidecídua está próxima do risco crítico de extinção (CR), com somente 12% de remanescentes da sua cobertura histórica. Somente 0,7% de sua cobertura histórica, ou menos de 6% destes remanescentes, estão protegidos. Para proteção dos remanescentes e da biodiversidade da Floresta Semidecídua da Mata Atlântica, a rede de UCPIs precisa ser expandida urgentemente, assim como para a Floresta Ombrófila Aberta, que tem somente 0,5% da sua cobertura histórica em UCs. Os remanescentes das Florestas Decíduas e da Floresta Mista devem ser cuidadosamente mantidos e manejados dentro das UCUSs, e a rede de UCs deve ser expandida para estes dois tipos florestais, especialmente as UCPIs na Mata de Araucárias.

No presente levantamento identificamos que atualmente as UCPIs são mais eficazes que as UCUSs na captura de remanescentes da cobertura histórica da vegetação da Mata Atlântica. No entanto, para avaliar o desempenho de cada grupo de UCs é mais apropriado monitorar as mudanças futuras na cobertura do uso do solo em UCs, particularmente a restauração de habitats em UCUSs, atualmente muito degradadas. Somente assim será possível conhecer a real contribuição das UCUSs para a conservação da biodiversidade. A diminuição dos custos e aumento ao acesso às tecnologias e aos dados de sensoriamento remoto e informações geográficas

permitirá que em breve este tipo de monitoramento seja realizado para toda a Mata Atlântica.

As florestas da Mata Atlântica correm um alto risco de extinção. Todas as fitofisionomias necessitam de investimentos urgentes para criação de novas UCs, principalmente UCPIs, ou ao menos UCs que não APAs, e para restauração de habitats dentro das UCUSs, e seus entornos. Considerando somente os remanescentes protegidos em UCs, todas as florestas da Mata Atlântica, e a biodiversidade a estas associada, estão em risco crítico de extinção ou serão provavelmente extintas em um futuro próximo.

Os mangues e as florestas de araucárias estão, em teoria, protegidos em maior proporção na rede de UCUS. Logo, dependem do manejo efetivo destas áreas protegidas para manutenção de seus remanescentes.. Necessitamos de estratégias urgentes e agressivas para proteção e restauração das florestas abertas, mistas, decíduas, e semidecíduas. As Florestas Ombrófilas Densas ainda permanecem em fragmentos relativamente extensos e bem protegidos, mas toda cobertura de remanescentes precisa ser mantida e o manejo e conexão entre UCs ampliado.

## Capítulo 4

# HABITAT DISPONÍVEL E AS POPULAÇÕES DE PRIMATAS PROTEGIDAS NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA.

## 5.1. Introdução

Existem algumas regiões do planeta que são extremamente importantes para a sobrevivência de certas linhagens taxonômicas. Este é o caso da Mata Atlântica, particularmente para os primatas (Scherest et al., 2002; Schipper et al., 2008; Paglia & Fonseca, 2009). Vinte e três espécies de primatas ocorrem neste bioma, pertencentes a seis gêneros e três famílias (Mittermeier et al., 2007) (Tabela 5.1). Destas, 16 espécies e dois gêneros (*Brachyteles* e *Leontopithecus*) são endêmicos da Mata Atlântica. Novas espécies continuam a ser descritas, como por exemplo, *Leontopithecus caissara*, em 1992, e *Callicebus coimbraii*, em 1999, ou revalidadas como *Cebus flavius*, redescoberto pelos primatólogos após mais de dois séculos de sua descrição (Oliveira & Langguth, 2006). Em geral, a Mata Atlântica está reduzida à fragmentos pequenos e isolados (Ribeiro et al, 2009). As florestas da Mata Atlântica nas regiões sudeste e sul do Brasil são mais extensas, melhor conservadas e protegidas do que os diminutos fragmentos da região nordeste (Capítulo 2). Considerando somente os poucos fragmentos protegidos em unidades de conservação de proteção integral, quatro dos cinco tipos florestais da Mata Atlântica, as florestas ombrófilas aberta e mista, e as florestas secas, decídua e semidecídua, estarão provavelmente extintas em um futuro próximo (Capítulo 3). Consequentemente, grande parte da fauna deste bioma também está em elevado risco de extinção e depende da ampliação da rede de áreas protegidas e paisagens mais favoráveis a manutenção da biodiversidade. Cerca de 60% das espécies da fauna ameaçada de extinção no Brasil estão na Mata Atlântica (Machado et al., 2005). Dentre estas, o risco é ainda maior para as endêmicas do bioma, como a maioria dos primatas que ocorrem na Mata Atlântica.

Os primatas são o grupo de vertebrados mais ameaçados da fauna brasileira, particularmente devido à perda de habitat e à caça (Machado et al., 2005; Paglia & Fonseca, 2009). As espécies de maior porte geralmente têm maiores requerimentos de habitat e de recursos e menores taxas reprodutivas, e ainda são alvos preferenciais para caça, conseqüentemente estão dentre as mais susceptíveis e ameaçadas de extinção (Chiarello, 2000; Cullen et al., 2000, Grelle et al., 2006). Extinções locais de primatas têm sido registradas com mais freqüência na Mata Atlântica, atingindo particularmente as espécies de maior porte (Chiarello, 1999; Cunha & Vieira, 2004, Cunha et al., 2009). Na Mata Atlântica, 16 das 23 espécies de primatas estão ameaçadas de extinção (Tabela 5.1). Considerando que a redução e fragmentação do hábitat ainda é recente, em algumas regiões acontecendo há menos de cinco décadas, como nos estados do Espírito Santo e sul da Bahia, é esperado que muitas espécies ameaçadas, que ainda persistem na paisagem, sejam extintas em um futuro próximo (Brooks et. al, 2002), caso medidas urgentes de manejo da paisagem não sejam tomadas (Metzger et al., 2009). Espécies criticamente ameaçadas de extinção têm 50% de probabilidade de serem extintas em um período de três gerações (IUCN, 2001), o que poderá ocorrer, portanto, com *Leontopithecus caissara*, *Cebus flavius*, *C. xanthosternos*, e *Brachyteles hypoxanthus* ao longo das próximas três décadas.

A avaliação dos critérios de ameaça e a classificação do estado de conservação, ou risco de extinção nas listas vermelhas locais, nacionais, e globais, fornecem subsídios fundamentais para elaboração de estratégias de manejo e conservação das espécies. No entanto, para a maioria das espécies, as informações para avaliação do risco de extinção são, muitas vezes, baseadas em dados pontuais e observações anedóticas (IUCN, 2001; Paglia & Fonseca, 2009). Para os primatas da Mata Atlântica, o estado de conservação, as principais ameaças, e o risco de extinção

são relativamente bem conhecidos (Machado et al., 2005). Contudo, ainda é necessário avançar no conhecimento das áreas de ocorrência atual nos fragmentos florestais e áreas protegidas, além de estimativas do tamanho populacional, já que este é provavelmente o fator determinante mais relevante para extinção (Pim, 1992, Hartley & Kunin, 2003). Essa é, portanto, uma informação fundamental para o planejamento da conservação e também para avaliações destas espécies nas listas vermelhas. Logo, para direcionar ações efetivas para a conservação, é estratégico saber qual o tamanho populacional destas espécies, particularmente nas manchas de hábitat cuja persistência das populações é mais provável como as unidades de conservação

As áreas protegidas são os principais territórios para a conservação de primatas no mundo (Cowlshaw & Dunbar, 2000), e particularmente na Mata Atlântica (Chiarello, 2000, Cunha et al., 2009). A persistência destas espécies florestais depende primeiramente de uma rede de áreas protegidas extensa e eficaz no bioma. Aumentar e manter a rede de UCs e avaliar o tamanho populacional destas espécies dentro das áreas florestais protegidas é uma medida mais pragmática e urgente do que buscar identificar os fatores determinantes do declínio populacional e extinção das populações (Cowlshaw & Dunbar, 2000),. É fundamental também promover maior permeabilidade das matrizes, aumentando a conexão entre as metapopulações dispersas nas UCs (Chiarello, 2003; Cunha et al., 2009, Metzger et al., 2009). Logo, a proteção dos remanescentes e a recuperação de áreas-chave, tornam-se vitais para a sobrevivência das espécies ameaçadas. Embora a ferramenta principal para a proteção de habitat sejam as UCs, estas foram criadas para vários propósitos e não necessariamente protegem ambientes críticos para primatas ameaçados. Portanto, avaliar a contribuição real e potencial das UCs para a

conservação e para a viabilidade em longo prazo destas espécies é uma informação crucial para subsidiar ações práticas e intervenções para conservação, ao menos para as populações de primatas da Mata Atlântica.

A fim de suprir esta lacuna, estimamos o tamanho populacional dos primatas da Mata Atlântica na atual rede de UCs do bioma, utilizando a extensão de habitat nas UCs dentro dos limites da distribuição de cada espécie, e estimativas de abundância. Considerando a perda de habitat como o principal fator de ameaça levando à conseqüente redução populacional das espécies, esperamos encontrar populações menores para as espécies classificadas em maior risco de extinção. Considerando somente a extensão de habitat, e tamanho populacional potencial em UCs, algumas espécies estariam em maior risco de extinção em relação a categoria atual na lista vermelha da IUCN

## 5.2. Métodos

A extensão de habitat disponível dentro da atual rede de UCs do bioma Mata Atlântica foi calculada a partir dos polígonos do mapa do Levantamento de Uso e Cobertura do Solo dos Biomas Brasileiros (Brasil, 2007; Cruz & Vicenz, 2007). Uma vez que os primatas da Mata Atlântica são espécies exclusivamente florestais (Rylands et al., 1996), consideramos somente os remanescentes florestais para cálculo do habitat disponível. Visando quantificar o tamanho populacional potencial em habitats protegidos, superpomos os polígonos dos remanescentes florestais com a atual rede de UCs do Bioma Mata Atlântica, incluindo os polígonos de 93 UCs federais e 329 UCs estaduais (Capítulo 3). Para delimitar a área de potencial ocorrência nas manchas de habitat, utilizamos os polígonos do mapa da distribuição das espécies, conforme detalhado por especialistas no *Global Mammal Assessment* (IUCN, 2009). Consideramos para este estudo as 20 espécies com mais de 20% da área de distribuição dentro do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a). Foram excluídas três espécies que ocorrem no bioma, *Callithrix jacchus*, *Callithrix penicillata*, e *Callicebus barbarabrownae* (Mittermeier, et al., 2007), ponderando que as estratégias para a conservação destas espécies devem estar baseadas principalmente no contexto de remanescentes de habitat e populações nos biomas onde sua distribuição predomina. Todas estas bases de dados georeferenciados vetoriais (polígonos) foram padronizadas para o datum WGS84, e o sistema de coordenada latitude longitude, e superpostos entre si. Para minimizar distorções no cálculo da área dos polígonos resultantes destas superposições, utilizamos a projeção Equivalente de Albers (Ormsby et al., 2004).

Para determinar o tamanho potencial das populações de primatas dentro do habitat disponível na atual rede de áreas protegidas, utilizamos estimativas de densidade populacional encontradas na literatura (Tabela 5.1). Utilizamos os valores mínimos e máximos, quando disponíveis, para calcular o tamanho potencial mínimo e máximo das populações de primatas nas UCs.

As estimativas de abundância das populações de primatas variam frente às flutuações ambientais e impactos antrópicos. Entretanto, diferenças expressivas também foram identificadas devido à adoção de métodos de amostragem distintos (Cowlshaw & Dunbar, 2000). Para minimizar este tipo de viés, consideramos somente os estudos conduzidos com a metodologia de amostragem à distância em transecção-linear (Buckland et al., 1993), considerada a abordagem mais recomendada para levantamento e monitoramento da abundância dos primatas neotropicais (Peres, 1999). Um estudo recente com esta metodologia estimou 279 (IC 212-369) indivíduos, em uma população conhecida de 226 muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), corroborando a eficácia para estimativas de densidade de primatas em florestas neotropicais (Almeida-Silva et al., 2005).

Nas últimas duas décadas, uma série de estudos utilizando transecção linear produziu estimativas de densidade para a maioria dos primatas da Mata Atlântica (Tabela 5.1). No entanto, os transectos para amostragem da abundância não são geralmente distribuídos aleatoriamente no habitat disponível, mas sim concentrados em áreas onde a espécie-alvo conhecidamente ocorre (Cowlshaw & Dunbar, 2000, Sutherland, 2006), o que eleva as estimativas populacionais caso a abundância seja extrapolada para todo o hábitat disponível. Além disso, as espécies não ocorrem em todas as UCs dentro de sua distribuição geográfica, e muito menos em toda a área florestada dentro das UCs (Cunha et al., 2009). Logo, os tamanhos potenciais das

populações gerados neste estudo devem ser considerados como sendo estimativas máximas, exceto para algumas espécies que são generalistas, resistentes a impactos antrópicos, e que sobrevivem em fragmentos florestais mais degradados, como algumas espécies de *Callithrix* (*C. geoffroyi* e *C. kuhli*), *Cebus* (*C. nigrutus*), e *Callicebus* (*C. nigrifrons*, *C. melanochir*, e *C. personatus*) (Reis et al., 2008). Finalmente, para os miquis (*Brachyteles* spp.), os mico-leões (*Leontopithecus* spp.), o guigó-de-coimbra, ou guigó-de-sergipe (*Callicebus coimbrai*), e o sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps*) foi possível comparar as estimativas de população potencial geradas neste estudo com o tamanho populacional conhecido *in situ*, contabilizado por especialistas, através de censos em campo, em localidades ao longo de toda a área de distribuição destas espécies (Tabela 5.1).

Para testar se existe correlação entre as estimativas médias de tamanho das populações potenciais na rede de UCs, com o risco de extinção, a extensão da área de distribuição, extensão do habitat protegido, e tamanho de corpo, normalizamos os mesmos em logaritmo, assumindo como significantes os valores com  $P < 0,05$ . Correlacionamos o tamanho médio populacional potencial com as categorias de risco de extinção da IUCN, atribuindo valores categóricos, considerando a categoria Não ameaçada (Least Concern, LC) = 0; Quase Ameaçada (Near threatened, NT) = 1; Vulneráveis (Vulnerable, VU) = 2; Em Perigo (Endangered, EN) = 3; e Criticamente em Perigo (Critically Endangered, CR) = 4.

### 5.3. Resultados

Quatro espécies de primatas têm mais de 10% da sua distribuição dentro dos polígonos das áreas protegidas do Bioma Mata Atlântica, e uma espécie, *Brachyteles hypoxanthus*, tem 1% de sua área de distribuição sob proteção, considerando simplesmente a área sobreposta com os polígonos das unidades de conservação. Entretanto, quando consideramos somente a quantidade de habitat existente dentro destas UCs, oito espécies possuem 1% ou menos de sua área de distribuição histórica em remanescentes florestais protegidos (Tabela 5.1), e somente duas espécies, *Brachyteles arachnoides* e *Leontopithecus caissara*, possuem mais de 10% de sua distribuição em habitats protegidos. Duas espécies teriam menos que 1.000 indivíduos, 10 espécies menos que 5.000 indivíduos, e somente seis espécies mais de 15.000 indivíduos em florestas protegidas, estimados a partir da densidade mínima, mais representativas (Tabela 5.1). Dentre as nove espécies com tamanho populacional *in situ* conhecido, seis têm menos indivíduos do que o estimado aqui a partir da densidade mínima e quantidade de habitat protegido (Tabela 5.1), o que sugere que as estimativas calculadas neste estudo superestimam o número de indivíduos registrados em censos em campo, e provavelmente, o número de indivíduos existentes *in situ*, para a maioria das espécies.

O tamanho potencial das populações dos primatas dentro das áreas protegidas da Mata Atlântica está diretamente relacionado ao tamanho da distribuição geográfica das espécies (Figura 5.1a), ou à quantidade de habitat remanescente em UCs ( Figura 5.1b ), que são variáveis altamente correlacionadas ( $r^2=0,55$ ;  $P=0,0002$ ). O tamanho potencial das populações de primatas em UCs da Mata Atlântica não está relacionada

ao tamanho de corpo (Figura 5.1c) Espécies com distribuição restrita têm pouco habitat protegido,

Tabela 5.1: Categoria de risco de extinção (IUCN, 2009), tamanho do corpo (Fonseca et al., 1996), e distribuição das espécies de primatas da Mata Atlântica (IUCN, 2009). Extensão da distribuição em áreas protegidas, e de habitat florestal protegido dentro da distribuição das espécies, e estimativas de abundância e tamanho potencial das populações de primatas na atual rede de áreas protegidas do Bioma Mata Atlântica.

Espécies		Área Protegida										Tamanho Populacional			
		IUCN	Tamanho (kg) <sup>Ω</sup>	Tamanho Distrib. (km <sup>2</sup> ) <sup>†</sup>	Distrib. Mata Atl. (km <sup>2</sup> )	% Distrib Mata Atl.	Distrib. UCs (km <sup>2</sup> )	% Distrib. UCs	Habitat UCs (km <sup>2</sup> )	% Habitat Historico UCs	Dens. min (ind.km <sup>2</sup> )*	Dens. max (ind.km <sup>2</sup> )*	N min.	N max	n in istu*
<i>Callithrix</i>	<i>aurita</i>	VU	290	159.140	159.066	100%	23.030	14%	15.211	10%	2,8	4,6	42.590	69.969	
	<i>flaviceps</i>	EN	290	24.733	24.731	100%	502	2%	335	1%	3,7	18	1.238	6.024	>2500
	<i>geoffroyi</i>	LC	290	124.825	111.847	90%	2.777	2%	1.170	>1%	3,8	37,8	4.446	44.224	
	<i>kuhlii</i>	NT	290	45.673	41.272	90%	1.674	4%	783	2%	50	68	39.174	53.277	
<i>Leontopithecus</i>	<i>caissara</i>	CR	572	327	308	94%	303	93%	267	82%	1,5	1,5	401	401	260
	<i>chrysomelas</i>	EN	600	20.184	20.169	100%	1.440	7%	637	3%	5	17	3.185	10.829	6.000-15.000
	<i>chrysopygus</i>	EN	570	63.671	38.003	60%	4.062	6%	3.667	6%	1,8	6,5	6.601	23.836	990
	<i>rosalia</i>	EN	745	3.949	3.935	100%	1.372	35%	274	7%	2,2	8,5	595	2.340	1.000
<i>Callicebus</i>	<i>coimbrai</i>	EN	1350	38.535	20.308	53%	2.045	5%	416	1%	8,4	111,4	3.494	46.337	500-1.000
	<i>melanochir</i>	VU	1350	99.848	88.083	88%	8.196	8%	3.295	3%	3,4	16,7	11.204	55.031	
	<i>nigrifrons</i>	NT	1350	490.183	248.967	51%	30.165	6%	21.279	4%	2,4	40,0	51.070	851.171	
	<i>personatus</i>	VU	1350	142.956	139.706	98%	2.505	2%	1.422	1%	1,1	12,6	1.507	17.913	
<i>Cebus</i>	<i>flavius</i>	CR	2500	38.652	37.638	97%	2.146	6%	630	2%	7,3	32,1	4.621	20.211	<100
	<i>nigritus</i>	NT	2500	855.955	726.362	85%	41.564	5%	34.911	4%	1,8	96,1	62.840	3.354.963	
	<i>robustus</i>	EN	2500	119.836	106.929	89%	2.958	2%	1.194	1%	4,1	47,4	4.895	56.590	
	<i>xanthosternos</i>	CR	2500	466.345	119.687	26%	10.518	2%	3.780	>1%	2,1	10,9	7.938	41.203	
<i>Alouatta</i>	<i>belzebul</i>	VU	6400	42.420	36.260	85%	687	2%	118	>1%					
	<i>guariba</i>	LC	5650	1.056.642	895.900	85%	52.607	5%	39.297	4%	0,4	68	15.326	2.672.179	
<i>Brachyteles</i>	<i>arachnoides</i>	EN	13500	85.893	84.991	99%	23.383	27%	19.265	22%	1,0	3,7	18.495	71.282	1.300
	<i>hypoxanthus</i>	CR	13500	96.580	96.541	100%	1.480	1%	985	1%	1,6	4,3	1.576	4.237	900

\*Fonte: *Callithrix aurita*, Bernardo & Galetti, 2004; *C. flaviceps*, Pinto, et al 1993, Rylands et al 2006; *C. geoffroyi*, Chiarello, 2000; *C. kuhli*, Rylands, 1982; *Leontopithecus caissara*, Lorini & Persson, 1994, Rylands et al 2005; *L. chrysomelas*, Rylands 1989, Rylands et al 2005; *L. chrysopygus*, Paranhos, 2006, Rylands et al 2005; *L. rosalia*, Kierulff & Rylands, 2003, Rylands et al 2005; *Callicebus coimbrai*, Chagas 2009; Pinto et al 1993, Jerusalimsky, 2006; *C. melanochir*, Pinto et al 1993; *C. nigrifrons*, Pinto et al 1993; *C. personatus* Chiarello, 2000, Price et al, 2002; *Cebus flavius*, Fialho & Gonçalves, 2008; *C. nigritus* Martins, 2005, Araujo et al, 2008; *C. robustus*, Pinto et al 1993; *C. xanthosternos* Chagas 2009, Rylands, 1982; *Alouatta guariba*, Gonzales\_Solis et al 2001, Almeida\_Silva et al 2005; *Brachyteles arachnoides*, Gonzales-Solis et al 2001; *B. hypoxanthus*, Pinto et al 1993.

<sup>†</sup> Global Mammal Assessement (IUCN, 2009).

<sup>Ω</sup> Fonseca et al., (1996).

e tamanho populacional pequeno, independente de seu tamanho corporal. As estimativas de densidade são altamente variáveis, embora as mínimas e máximas estejam correlacionadas ( $r=0,49$ ;  $P=0,037$ ). O tamanho potencial das populações protegidas está diretamente relacionado às estimativas de densidade máxima (Figura 5.1d), apesar de não apresentar uma relação significativa com os números de densidade mínima ( $r^2=0,01$ ;  $F=0,24$ ;  $P=0,63$ )(Tabela 5.1).

Conforme esperado, as espécies mais ameaçadas de extinção são aquelas com menores tamanhos populacionais em UCs ( $r^2= -0,50$ ,  $P=0,0007$ ), e menores taxas de abundância ( $r^2= -0,31$ ,  $P=0,01$ ). No entanto, a relação entre risco de extinção e a extensão de habitat disponível e protegido é apenas marginalmente significativa ( $r^2=0,14$ ,  $P=0,1027$ ).

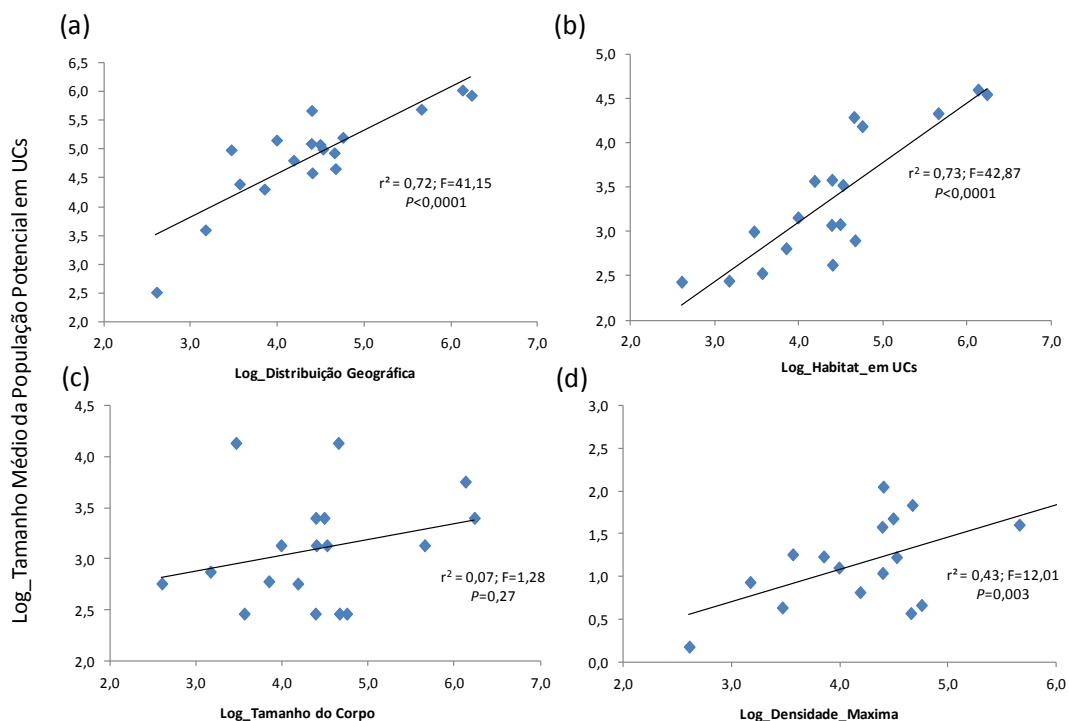


Figura 5.1: Relação entre o tamanho populacional potencial dos primatas da Mata Atlântica no habitat disponível nas UCs e (a) a área de distribuição; (b) área de remanescentes em UCs; (C) o tamanho de corpo; e (d) estimativa de densidade máxima para cada espécie.

#### 5.4. Discussão

Para 12 das 20 espécies analisadas, a quantidade de habitat disponível em UCs é menor do que a metade da área prevista pela análise de lacunas convencional (Tabela 5.1). A análise de lacuna, sem considerar o habitat disponível dentro das UCs, ou seja, a superposição da distribuição das espécies com a rede de áreas protegidas, superestima a proteção das espécies, particularmente em biomas devastados e fragmentados como a Mata Atlântica. Portanto, contabilizar a quantidade de habitat disponível dentro da atual rede de UCs e o tamanho potencial das populações de primatas nestas áreas protegidas é fundamental para direcionar ações de conservação mais específicas. Nove das 20 espécies analisadas têm menos de 1.000 km<sup>2</sup> de habitat disponível em UCs (Tabela 5.1). Considerando que todo o habitat disponível em UCs, dentro da área de distribuição das espécies, esteja ocupado por populações com as menores taxas de densidade, 12 das 19 espécies com dados de densidade estariam com menos de 10.000 indivíduos sobrevivendo na natureza, dispersos em pequenas populações. Neste cenário, somente duas espécies (*Callicebus nigrifrons* e *Cebus nigritus*) teriam mais que 50.000 indivíduos. Caso todos os remanescente florestais dentro das UCs comportassem populações em suas densidades máximas, o que é muito pouco provável, quatro espécies (*Callithrix flaviceps*, *Leontopithecus caissara*, *L. rosalia*, e *Brachyteles hypoxanthus*) teriam menos de 10.000 indivíduos vivos na natureza, e apenas oito espécies teriam mais que 50.000 indivíduos (Tabela 5.1). A situação é ainda mais grave se considerarmos que várias das populações potenciais previstas nas manchas de habitat na realidade não existem, ou não são viáveis. Dentre aquelas existentes, grande parte encontra-se isolada em algumas UCs, o que

compromete a persistência destas espécies a médio e longo prazo (Cowlshaw & Dunbar, 2000).

As populações de primatas da Mata Atlântica estão em declínio, extintas localmente, severamente reduzidas e fragmentadas, persistindo, em sua maioria, apenas em algumas áreas protegidas, particularmente nas UCs de proteção integral (Chiarello, 2003, Cunha et al., 2009). Portanto, é possível considerar que a ocorrência e persistência fora de UCs será pouco provável para muitas espécies de primatas da Mata Atlântica em um cenário futuro,, exceto para poucas espécies. Portanto, é sensato planejar estratégias para a conservação destas espécies baseada nas populações real ou potencialmente protegidas na rede atual de UCs.

Para traçar estratégias de conservação, a principal ferramenta para o planejamento, avaliação e monitoramento das espécies é sua classificação de acordo com critérios da lista vermelha da IUCN (Rodrigues et al., 2006, Paglia & Fonseca, 2009), que devem, preferencialmente, ser avaliados também em nível local (Rodríguez et al., 2000, Gärdenfors, 2001). No entanto, ao comparar as estimativas de tamanho populacional potencial e a extensão de remanescentes florestais protegidos em UCs, identificamos quatro espécies que deveriam ser classificadas em categorias de maior risco de extinção de acordo com os critérios da IUCN (IUCN, 2001; Rodrigues et al., 2006). De acordo com o critério B2 da IUCN, área do habitat ocupado pela espécie, e caso fosse contabilizado como esta área de habitat as formações florestais protegidas em UCs, três espécies deveriam ser reavaliadas quanto à categoria de ameaça. *Alouatta belzebul* tem habitat disponível e protegido potencialmente ocupado que somam menos de 500 km<sup>2</sup> e conseqüentemente deveria ser classificada como Em Perigo de extinção (EN). *Callithrix geoffroyi* e *C. kuhlii* têm menos de 2.000 km<sup>2</sup> de remanescentes florestais protegidos dentro de sua área de

distribuição onde sua ocorrência atual é provável, e deveriam ser classificadas como Vulnerável (VU). A partir do tamanho populacional estimado, levando-se em consideração as mais representativas densidades (Tabela 5.1), é possível reavaliar a classificação das espécies de acordo com o critério C da IUCN (tamanho populacional, ou número de indivíduos maduros vivos na natureza, IUCN, 2001). Assumindo declínio populacional nestes ambientes severamente fragmentados, *Callicebus personatus*, com tamanho populacional menor que 2.500 indivíduos maduros, deveria ser re-categorizada como Em Perigo (EN). *Callithrix geoffroyi*, com menos de 10.000 indivíduos na natureza, poderia ser reclassificado como Vulnerável (VU).

Deve-se destacar que alguns calitriquídeos, no caso das espécies estudadas *Callithrix geoffroyi* e *Callithrix kuhli*, são generalistas quanto ao uso de habitats e mais tolerantes a distúrbios antrópicos (Rylands, 1993), assim como, *Cebus nigrutus*, *Callicebus nigrifrons*, *Callicebus melanochir*, e *Callicebus personatus*. Estas espécies ocorrem fora das áreas protegidas e portanto em maiores números do que os calculados aqui. Entretanto, é necessário considerar as características de cada espécie. *C. aurita*, por exemplo, é aparentemente rara e a extensão do seu habitat e tamanho populacional gerados neste estudo provavelmente não refletem o número real de indivíduos no campo. De fato, *C. aurita* já é classificada como Em Perigo de extinção (EN) nas listas vermelhas dos estados de São Paulo e Minas Gerais (São Paulo, 1998, Minas Gerais, 2008). Logo, é necessário analisar caso a caso o estado de conservação destas espécies para uma reavaliação mais acurada.

Espécies de maior tamanho corporal não têm, necessariamente, populações menores. Primatas com menor tamanho de população potencial em UCs são aquelas com a menor quantidade de habitat protegido dentro da distribuição da espécie.

(Figura 5.1b). A área de habitat remanescente protegido pode causar diferenças de até uma ordem de grandeza no tamanho potencial da população, em espécies com mesmo tamanho de corpo e área de distribuição semelhante, como no caso dos muriquis (*B. arachnoides* vs. *B. hypoxanthus*) (Tabela 5.1). Os primatas de médio e grande porte são alvos preferidos para a caça, que é outro fator que afeta a presença, a abundância e o risco de extinção das espécies de *Brachyteles*, *Alouatta*, e *Cebus* na Mata Atlântica. Embora a intensidade da caça dependa do contexto sociocultural de cada área (Cullen, et al., 2000; Chiarello, 2003, Cunha et al., 2009), é sensato assumir que o número de indivíduos das espécies de grande porte vivendo atualmente na natureza é, de fato, bem inferior ao estimado com base na quantidade de habitat protegido disponível e densidade populacional, como evidenciado no caso dos muriquis (Tabela 5.1).

O tamanho potencial das populações de primatas dentro das áreas protegidas da Mata Atlântica evidencia a situação grave de algumas espécies, que necessitam de investimentos urgentes para assegurar e ampliar a área de habitat sob proteção, como *Leontopithecus caissara* e *L. rosalia*. O tamanho potencial das populações deve orientar metas para proteção e manejo das espécies, como, por exemplo, a ocupação efetiva de todo habitat disponível em UCs, ou aumento da extensão de habitat protegido, caso não seja o suficiente para assegurar a viabilidade das espécies em longo prazo. Ao menos 11 das 20 espécies de primatas da Mata Atlântica analisadas, dentre as 23 com distribuição no bioma, não contariam com populações mínimas viáveis, considerando o tamanho efetivo da população, que pode ser de 3 a 10 vezes menor que o tamanho total da população (Franklin & Frankham, 1998; Brito & Grelle, 2006).

Considerando que as populações de primatas da Mata Atlântica estão em grande parte isoladas nas UCs, é essencial investir também na restauração de habitats

dentro e fora das áreas protegidas (Pacto para a restauração da Mata Atlântica. 2009; Capítulo 3), visando manter a conectividade destas áreas protegidas. Para o direcionamento de táticas de conservação efetivas em campo, é fundamental saber em quais manchas de habitat disponível a espécie de fato ocorre, através da consolidação de informações existentes (*e.g.* de Melo & Dias, 2005), assim como levantamentos em campo (*e.g.* Jerusalinsky et al., 2006, Cunha et al., 2009). A partir das ocorrências atuais confirmadas, será possível analisar o risco de extinção (Hartley & Kunin, 2003) e a viabilidade de cada população isoladamente (Brito & Grelle, 2006), e, portanto, para toda a espécie, ou metapopulação. Também é necessário avaliar o efeito de outras ameaças na persistência das populações, notadamente a caça para as espécies de médio e grande porte (Wright & Jernvall, 1999; Chiarello, 2003, Cunha et al., 2009). A abordagem e resultados deste estudo são úteis para subsidiar estratégias de manejo e conservação das espécies, e para a revisão da classificação em categorias de ameaça (Rodrigues, et al, 2006). De fato, os dados gerados neste estudo, em escala nacional, sugerem a necessidade de revisão do status global de ameaça de quatro espécies, considerando apenas a população potencial dentro de habitats protegidos (Gärdenfors, 2001). No entanto, é necessário atentar que algumas espécies ocorrem também fora das UCs.

A porção de habitat protegido dentro da distribuição dos primatas é, em alguns casos, menor do que a metade da área prevista pela análise de lacuna convencional. A quantidade de habitat e as estimativas de densidade oriundas de estudos com metodologia padronizada permitiram calcular o número total de indivíduos potencialmente vivendo em UCs, para cada espécie. A maioria dos primatas da Mata Atlântica está severamente ameaçada de extinção, e contando a área de habitat e o tamanho efetivo de todas as populações dentro de UCs, estará provavelmente extinta

na natureza nas próximas décadas, caso medidas urgentes de conservação não sejam tomadas, como criação de novas áreas protegidas, restauração e incremento da conectividade das populações, além do combate à caça, especialmente direcionada às espécies de médio e grande porte. Embora esta abordagem seja útil para subsidiar estratégias de conservação e sirva ainda de alerta para revisão do risco de extinção das espécies na lista vermelha da IUCN, os números totais de indivíduos calculados aqui ainda são muito aproximados. Apesar de não considerar o habitat disponível fora de UCs as estimativas de tamanho populacional são superiores ao tamanho conhecido das populações *in situ*, para aquelas espécies com informações disponíveis (Tabela 5.1.). Ou seja, a perspectiva de persistência da maioria das espécies de primatas da Mata Atlântica é ainda mais alarmante. Para avaliar de forma mais acurada o risco de extinção, e detalhar as táticas de conservação para cada espécie, precisamos avançar no conhecimento das áreas de ocorrência confirmadas recentemente. Assim, será possível analisar a viabilidade de cada uma das populações, ou subpopulações, isoladas nas manchas de habitat protegidos, permitindo prever e mitigar prováveis extinções locais.

## 6. Discussão Geral

As estratégias para a conservação da biodiversidade devem ter uma área geográfica delimitada para sua implementação, e esta, preferivelmente deve refletir também divisões geopolíticas, geomorfológicas e biogeográficas já existentes. O mesmo ocorre com estudos para análise da eficácia destas estratégias. Logo, o primeiro desafio para analisar a expansão e eficácia das rede de UCs, foi definir quais limites geopolíticos são mais adequados. No caso da Mata Atlântica, este desafio é ainda maior, já que oficialmente, o governo federal estabeleceu dois limites distintos para a Mata Atlântica brasileira. O limite do Domínio Mata Atlântica (Brasil, 2008) é cerca de 250 mil km<sup>2</sup> maior do que o limite do Bioma Mata Atlântica (Brasil, 2004a), e inclui quase todas as formações florestais extra-amazônicas. A composição da biota nas áreas de transição, englobadas no Domínio, mas não no Bioma, indica que estas biotas são mais próxima a outros biomas como Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampas, e não as áreas mais centrais da Mata Atlântica. Logo, do ponto de vista biogeográfico, o limite do Bioma Mata Atlântica é mais coerente do que o limite do Domínio Mata Atlântica. Entretanto, a delimitação do que é, ou não, Mata Atlântica, tem sérias consequências para a conservação dos remanescentes da cobertura original, já que de acordo com a legislação vigente, o Código Florestal Brasileiro (Brasil, 1965), somente as formações florestais dentro da Mata Atlântica e da Amazônia têm status de proteção especial, como patrimônio nacional. Portanto, embora seja mais coerente adotar o limite do Bioma, para que isto ocorra sem causar prejuízos para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, é necessário implementar legislação e políticas específicas para a proteção destas áreas de transição englobadas somente no

limite do Domínio, já que estão mais degradadas e sob maior pressão do que os remanescentes florestais dentro dos limites do Bioma.

As políticas e estratégias para a conservação da Mata Atlântica devem levar em conta particularmente aspectos sociais, políticos e econômicos. A criação de UCs, atualmente, é uma atribuição principalmente dos governos. Logo, é interessante analisar a expansão histórica e a cobertura atual de unidades de conservação de acordo com os limites geopolíticos existentes, assim como, os atores responsáveis pela criação e gestão destas UCs. O papel dos governos estaduais, federal e da iniciativa privada para o avanço, ou retardo, da atual rede de UCs é diferente em cada região e cada estado brasileiro abrangido pelo Bioma. No entanto, estados que concentram grande parte da biodiversidade conhecida da Mata Atlântica, como Rio de Janeiro e Bahia, não necessariamente têm rede de UCs mais extensas e em categorias de proteção mais estrita. A cobertura de UCs, e particularmente de UCPIs, é mais extensa na região sudeste, cuja parte expressiva é de UCPIs estaduais, notadamente no estado de São Paulo. Já nas regiões nordeste e sul as UCPIs são, em sua grande maioria, federais, e os governos estaduais criaram principalmente UCUSs, como por exemplo, as extensas e degradadas Áreas de Proteção Ambiental do Estados da Bahia. A área total sob reservas particulares (RPPN) ainda é pequena em comparação com a rede de UCs estaduais (>2%), e embora tenha expandido aceleradamente nos anos 1990, houve quase uma estagnação na expansão da área sob RPPNs de 2002 a 2007. Para a rede de UCUS, houve um aumento acelerado na criação e implementação de novas áreas nas duas últimas décadas, em detrimento da criação de UCPIs. Esta tendência é preocupante, pois existem muitos questionamentos sobre a eficácia destas UCs para conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, e até dos

benefícios sociais, particularmente das APAs, que representam 91% de toda a área sob UCUSs na Mata Atlântica.

A cobertura e uso do solo nas UCUS da Mata Atlântica é composta, em grande parte (40%), por áreas antrópicas, como pastos e campos agrícolas. É necessário que a sociedade pressione as autoridades governamentais e a iniciativa privada, para que estas cumpram, em nível local, no mínimo, com as metas de proteção já estabelecidas para a conservação do bioma, atendendo à proteção de no mínimo 10% do Bioma Mata Atlântica protegidos, preferencialmente em UCPIs, em todas as escalas e limites geopolíticos. É necessário criar metas para a proteção dos remanescentes, e não simplesmente a criação novas áreas de UCs, que no caso das APAs podem cobrir tipos de uso dos solo com pouco, ou nenhum, valor para a conservação. É importante também criar metas específicas para as diferentes fitofisionomias, estados e regiões, e direcionadas para os diferentes atores responsáveis pela criação de UCs, como os governos federais, estaduais, municipais e a iniciativa privada. Finalmente, deve-se considerar que a criação de UCs não é a única medida para proteger e aumentar as áreas de remanescentes da Mata Atlântica. Devem ser fortalecidos os incentivos para o pagamento por serviços ecossistêmicos (Wunder, 2006), particularmente em propriedades privadas, além da demarcação e implementação de outros tipos de áreas protegidas, como as Reservas Legais, e Áreas de Proteção Permanente (Metzger, 2009). A expansão de sistemas produtivos agroflorestais, como os sistemas de cabruca (Pardini et al., 2009) ou até áreas de produção madeiras (Fonseca et al., 2009) podem aumentar expressivamente a área de habitat, ou ao menos a permeabilidade da matriz para muitas espécies. Com isto, é possível alcançar um maior desempenho das áreas protegidas, maior proteção,

conectividade e viabilidade de persistência em longo prazo dos remanescentes e fitofisionomias da Mata Atlântica.

Para a elaboração de estratégias específicas para a conservação dos remanescentes em diferentes regiões da Mata Atlântica é fundamental avaliar o estado de conservação, ou risco de extinção, das fitofisionomias que compõem o bioma. Os remanescentes da Mata Atlântica, a cobertura de áreas protegidas e a mobilização da sociedade para a conservação da biodiversidade estão concentrados principalmente na região sudeste do Brasil, mais especificamente na área mais próxima ao litoral, ocupada pela Floresta Ombrófila Densa, da qual ainda existem cerca de 47% da cobertura histórica da vegetação. Entretanto, nas outras fitofisionomias da Mata Atlântica, restam menos do que um quarto, e no caso da Floresta Semidecídua, apenas 12% de sua extensão original. A proteção em UCs destes remanescentes é ainda mais desigual. Enquanto que a Floresta Ombrófila Densa tem cerca de 15% da sua cobertura original dentro de UCs, as outras formações florestais que ocorrem na Mata Atlântica têm menos de 2% de sua cobertura original protegida, o que equivale a 7%, ou menos, dos remanescentes de cada uma destas fitofisionomias. Analisando a eficácia das UCs para a proteção dos remanescentes da Mata Atlântica, através da atual cobertura do solo, a Floresta Ombrófila Densa está melhor representada, tanto em UCPIs quanto em UCUSs, ocorrendo em maior proporção dentro das UCs do que no bioma como um todo. Já todas as outras fitofisionomias florestais ocorrem em menor proporção dentro das UCs, quando comparada a proporção no bioma como um todo, ou seja, estão subrepresentadas na atual rede de UCs. As fitofisionomias não-florestais ocorrem em maior proporção dentro da rede de UCs do que no bioma como um todo, com exceção dos enclaves, para ambos os grupos de UCs, e da vegetação ripária e áreas de transição em UCPIs. Atualmente, a rede de UCUSs protegem, em

40% de sua área, paisagens antropizadas, enquanto que na rede de UCPIs, estas representam somente 9% da área total. Logo, este é um forte indício que as UCUSs não são tão eficazes para a proteção da Mata Atlântica como as UCPIs. Algumas categorias de UCUSs, particularmente as APAs, contribuem mais para este elevado percentual de áreas antrópicas. No entanto, também deve ser levado em conta que as UCUSs são mais recentes. Assim, é interessante que o presente levantamento seja considerado como uma linha de base para o monitoramento da cobertura e uso do solo no bioma, e mais especificamente em UCs. Deste modo, poderão ser detectadas eventuais mudanças na cobertura do solo, resultantes de restauração, ou degradação dos remanescentes nestas UCs. Considerando o baixo percentual de proteção dos remanescentes da Mata Atlântica e a elevada proporção de áreas antrópicas em UCUSs, deve ser incentivada a criação de novas UCPIs, assim como, a restauração de habitats em UCUSs, com metas específicas para proteção e restauração de cada fitofisionomia.

O monitoramento do risco de extinção das fitofisionomias permite uma abordagem macro para o planejamento de estratégias de conservação da Mata Atlântica. Entretanto, é necessária uma abordagem complementar para avaliar e monitorar outros elementos da biodiversidade. Dentre os quais, as espécies merecem destaque especial, por serem provavelmente as unidades mais elementares e mensuráveis da biodiversidade (Brooks et al., 2004). Dentre as 23 espécies de primatas distribuídas na Mata Atlântica, 16 são endêmicas e 15 ameaçadas de extinção, e em geral, são importantes espécies-bandeira (Cunha & Grelle, 2008). Devido às principais ameaças, perda de habitat e caça, a persistência dos primatas nos remanescentes da Mata Atlântica depende da eficácia das áreas protegidas para proteção de populações viáveis destas espécies. No entanto, das vinte espécies

analisadas, oito têm menos que 1% da sua área de distribuição em florestas protegidas em UCs do bioma. E para a maioria dos primatas da Mata Atlântica, o tamanho populacional potencial em florestas protegidas está aquém do necessário para manter populações mínimas viáveis. O que é ainda mais preocupante considerando que os tamanhos populacionais potenciais provavelmente estão superestimados para a maioria das espécies. Dez espécies têm potencialmente menos que 5.000 indivíduos vivendo em florestas protegidas, e somente seis espécies têm mais de 15.000 indivíduos. Para agravar mais ainda a situação, das nove espécies com tamanho populacional *in situ* conhecido, seis são menores do que o mínimo estimado neste estudo. Finalmente, o tamanho efetivo da população pode ser de três a dez vezes menor do que o tamanho total da população. Ou seja, doze espécies teriam tamanho efetivo da população menor que 1.000 indivíduos, e outras sete espécies, não teriam mais do que 6.000 indivíduos. As espécies mais ameaçadas de extinção têm populações potenciais menores nas UCs, mas a relação entre extensão de habitat e tamanho populacional potencial em UCs não é significativo, o que indica que outras ameaças também são relevantes para explicar o tamanho populacional e o risco de extinção dos primatas da Mata Atlântica, e não só a perda de habitat.

As espécies de primatas mais ameaçadas de extinção tendem a ocorrer nas fitofisionomias mais ameaçadas de extinção, mas, em geral, estas espécies ocupam mais de uma fitofisionomia, o que torna este padrão de congruência entre riscos de extinção menos claro. No entanto, analisando a relação entre o risco de extinção dos primatas e o risco de extinção das fitofisionomias, somada à cobertura de áreas protegidas nos estados onde estas espécies ocorrem, esta congruência nos riscos de extinção das fitofisionomias e espécies torna-se mais evidente. Da mesma forma, observando as espécies em menor risco de extinção, percebe-se que estas ocorrem em

tipos florestais também em menor risco de extinção, notadamente na Floresta Ombrófila Densa. As fitofisionomias mais ameaçadas na Mata Atlântica são as florestas ombrófilas Aberta e Mista, e as estacionais decíduas e semidecíduas, já os primatas mais ameaçados são *Leontopithecus caissara*, *Cebus flavius*, *Cebus xanthosternos*, e *Brachyteles hypoxanthus*. Com exceção de *L. caissara*, que é endêmico de uma pequena região no litoral dos Estados de São Paulo e Paraná, nas formações costeiras da Floresta Ombrófila Densa, as outras espécies criticamente ameaçadas ocupam fitofisionomias também em vias de extinção. *Cebus flavius* ocorre no litoral do nordeste, nos estados de Alagoas, Pernambuco e Paraíba em uma região originalmente coberta por um mosaico de manchas da Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Semidecídua, Floresta Ombrófila Densa, e formações savânicas. Já *C. xanthosternos* ocorre também no nordeste, mas majoritariamente nas florestas secas do bioma Caatinga, e na sua porção na Mata Atlântica, ocorre principalmente no litoral do estado da Bahia, em mosaicos de vegetação similares ao de *C. flavius*. E *B. arachnoides* abrange principalmente a Floresta Semidecídua, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Portanto, estas três últimas espécies ocorrem principalmente em fitofisionomias ameaçadas e em estados cuja cobertura de UCs, e particularmente de UCPIs, ainda é muito pequena. As estratégias de proteção e restauração da Mata Atlântica devem congregiar alvos relacionados às fitofisionomias e às espécies. Neste sentido, proteger e restaurar habitats para os primatas ameaçados de extinção da Mata Atlântica é uma tática promissora, especialmente quando considerado também o papel destes primatas como espécies-bandeira e espécies-paisagem (Cunha & Grelle, 2008).

Esta tese evidenciou que embora tenha havido avanços significativos para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, com aumento expressivo da rede de UCs, somente uma pequena parcela da biodiversidade deste bioma tem chance de

persistir em longo prazo. A maioria das fitofisionomias e das espécies de primata do Bioma Mata Atlântica estão em elevado risco de extinção e provavelmente desaparecerão em um futuro próximo, caso as tendências atuais de destruição e degradação não sejam alteradas, e medidas de manejo da paisagem urgentemente implementadas. É importante ressaltar que a abordagem e resultados apresentados neste trabalho representam um importante subsídio para avaliação e monitoramento do estado de conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, e também de outros biomas. No entanto, é necessário complementar esta abordagem remota, com levantamentos de campo, já que existem diversas ameaças abaixo da copa das árvores, ainda quase imperceptíveis às análises por sensoriamento remoto, com a caça, incêndios rasteiros, estradas secundárias, espécies exóticas, extrativismo de produtos não-madeireiros, minerações de pequena escala, entre outras atividades extremamente danosas à manutenção da biodiversidade em florestas tropicais (Peres et al., 2006). Informações geradas no campo são necessárias para avaliar estas potenciais ameaças, e subsidiar o planejamento e implementação de táticas mais acuradas para a conservação e restauração da biodiversidade da Mata Atlântica em escala local.

A principal motivação para este trabalho foi desenvolver ferramentas simples para analisar a expansão e a eficácia da rede de áreas protegidas para proteção da biodiversidade. A análise foi aplicada ao Bioma Mata Atlântica, embora possa e deva ser estendida para os outros biomas do Brasil, e outras áreas do mundo. Através das análises aqui propostas, é possível monitorar, de forma padronizada, o investimento de diferentes setores da sociedade na criação e gestão da atual rede de UCs, o risco de extinção das fitofisionomias, e a eficácia das UCs de diferentes categorias de proteção para a conservação da biodiversidade, em particular das fitofisionomias e espécies que compõem o bioma. É esperado que as ferramentas e resultados gerados nesta tese

sejam prontamente incorporados no ajuste e formulação de políticas públicas, e nos incentivos para a conservação dos remanescentes da Mata Atlântica. E mais ainda, que estimule a continuidade deste tipo de estudo. É necessário avançar na compreensão da paisagem na qual os remanescentes e UCs estão inseridas, na avaliação das relações econômicas das UCs com seus entornos, assim como no monitoramento das ameaças e dos recursos humanos e financeiros necessários e disponíveis para gestão de UCs. Finalmente, é interessante analisar, sob todos estes aspectos, as redes de UCs de forma comparativa entre regiões, biomas, e países. Para que deste modo, seja possível avaliar se, onde, e como, estamos conseguindo avanços reais na conservação da biodiversidade, ou se os recursos investidos são adequados, ou não, para alcançar as metas de conservação estabelecidas, e assim avaliar com maior acurácia o que realmente estamos conseguindo conservar.

## 7. Referências

- Ab'Saber, A.N. 2003. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo. 160p.
- Ab'Saber, A.N. 1982. The paleoclimate and paleoecology of Brazilian Amazon. Pages. 41-59. In: T.G. Prance (ed). Biological diversification in the tropics. New York, Columbia University Press. 714p.
- Almeida, R.C.V. 2004. O sistema estadual de unidades de conservação do estado de Minas Gerais: diagnóstico dos instrumentos de planejamento e gestão e perspectivas. Pages 106-134. In M. S. Milano, L. Y. Takahashi, M. L. Nunes, editors. IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Anais II - Seminários. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba, Brasil.
- Almeida-Silva, B., A.A. Cunha, J.P. Boubli, S.L. Mendes & Strier, K.B. 2005. Population density and vertical stratification of four primate species at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates*, 13: 25-29.
- Andrade-Lima, D. 1982. Present day refuges in Northeastern Brazil. In: T.G. Prance (ed). Biological diversification in the tropics. pp. 245-254. New York, Columbia University Press. 714p.
- Araújo, R.M., M.B. Souza & C.R. Ruiz-Miranda, 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia Sér. Zool.*, 98:391-396.
- Ayres, M., G.A.B. Fonseca, A.B. Rylands, H. L. Queiroz, L. P. S. Pinto, D. Masterson, & R. B. Cavalcanti. 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, Brasil.
- Azevedo-Ramos, C., B.D. do Amaral, D.C. Nepstad, B. Soares Filho, & R. Nasi. 2006. Integrating Ecosystem Management, Protected Areas, and Mammal Conservation in the Brazilian Amazon. *Ecology & Society*, 11:17
- Bencke G. A., G. N. Maurício, P. F. Develey, J. M. Goerck. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: Parte I - Estados do Domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo, Brazil.
- Bernardo, C.S.S. & M. Galetti. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 827-832.
- Bigarella, J.J. & D. Andrade-Lima 1982. Paleoenvironmental changes in Brazil. In: T.G. Prance (ed). Biological diversification in the tropics, pp. 27-40. New York, Columbia University Press. 714p.

- Borges-Najosa, D.M. & U. Caramaschi. 2003. Composição e análise comparativa da diversidade e das afinidades biogeográficas dos lagartos e anfisbenídeos (Squamata) dos Brejos Nordestinos. In: Ecologia e Conservação da Caatinga. (I.R. Leal, M. Tabarelli & Silva, J.C.M.), pp. 463-512. Editora Universitária da UFPE. 822p.
- Brandon, K., G.A.B. Fonseca, A.B. Rylands & J.M.C. Silva. 2005. Brazilian Conservation: Challenges and opportunities. *Conservation Biology* 19:595-600.
- Brasil 1965. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965: Código Florestal. Governo Federal, Brasília.
- Brasil 1993. Mapa da Vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 1993. Rio de Janeiro IBGE.
- Brasil. 2003. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa no 3, de 27 de maio de 2003. Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Brasília, 2003. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm>
- Brasil. 2004a. Mapa dos Biomas do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, Brasil.
- Brasil. 2004b. Mapa da Vegetação do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, Brasil.
- Brasil 2006. Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006: Lei da Mata Atlântica. Governo Federal, Brasília.
- Brasil, 2007 (Ministério do Meio Ambiente) 2007. Levantamento da cobertura dos biomas brasileiros. [www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br).
- Brasil 2008. Mapa de Aplicação da Lei nº 11.428/ 2006. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, Brazil.
- Braz V. da S. 2003. A representatividade das unidades de conservação do cerrado na preservação da avifauna. Brasília, Universidade de Brasília, Departamento de Biologia. Tese de doutoramento. 70 pp.
- Brito, D. & C.E.V. Grelle. 2006. Estimating minimum area of suitable habitat and viable population size for the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). *Biodiversity and Conservation*, 15: 4197–4210
- Brito, D. & C.E.V. Grelle. 2008. Is the Atlantic forest protected area network efficient in maintaining viable population of *Brachyteles hypoxanthus*? *Biodiversity and Conservation*, 17:3255-3268.
- Brooks, T. et al. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16:909-923.

- Brooks, T. & A. B. Rylands. 2003. Species on the brink: critically endangered terrestrial vertebrates. In *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, and outlook*. C. Galindo-Leal & I.G. Câmara, (eds.), pp. 360-371. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Brooks, T. G.A.B. Fonseca, A.S.L. Rodrigues. 2004. Species data and conservation planning. *Conservation Biology*, 18, 1682-1688.
- Brown J.H. 2004. Concluding remarks. In: *Frontiers of biogeography: New directions in the geography of nature*. Lomolino M.V. & Heaney L.R. (eds), pp. 361-368. Sinauer Associates/ International Biogeography Society, Sunderland, USA, 428p.
- Brown, K. 1987. Biogeography and evolution of neotropical butterflies. In: *Biogeography and quaternary history in tropical America*. Whitmore T.C. & Prance G.T. (eds.), p. 66-104. Oxford University Press. Oxford, USA
- Brown, K. S. 1982. Paleoecological and regional patterns of evolution in Neotropical forest butterflies. In: *Biological diversification in the tropics*. T.G. Prance (ed), p. 255-308. New York, Columbia University Press. 714p.
- Bruner A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice & G. A. B. Fonseca 2001. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, 291:125-128.
- Buckland S.D., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake. 1993. *Distance sampling: Estimating abundances of biological populations*. London, Chapman and Hall, 446 p.
- Cáceres N.C., M.R. Bornschein, W.H. Lopes & A.R. Percequillo. 2007. Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brazil: an ecological and conservation analysis. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24: 426–435.
- Câmara, I.G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In: *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, and outlook*. C. Galindo-Leal & I. G. Câmara, (eds), p. 31-42. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Carnaval, A. C., M. J. Hickerson, C. F. B. Haddad, M. T. Rodrigues & C. Moritz. 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, 323:785-789.
- Chagas 2009. Levantamento das populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 em fragmentos de Mata Atlântica no sul do Estado de Sergipe, Brasil. Dissertação de mestrado. Pós-graduação em desenvolvimento e ambiente. Universidade Federal de Sergipe. 64p.
- Chiarello, A. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89:71-82.

- Chiarello, A. 2000. Density and Population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, 14:1649-1657.
- Chiarello, A.G. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic Forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: MARSH, L. K. (Ed.). *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York: Kruwer Academic Press. p. 99-122.
- Chiarello, A.G. & F.R. Melo. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology*, 22: 379-396.
- CNRPPN – Confederação Nacional das Reservas Particulares do Patrimônio Natural. 2007. Lista de RPPNs do Brasil. [http://www.rppnbrasil.org.br/lista\\_rppns/lista.xls](http://www.rppnbrasil.org.br/lista_rppns/lista.xls). acessado em 20/09/07.
- Coad, L., N.D. Burgess, C. Loucks, L. Duarte & C. Besançon. 2010. Reply to Jenkins & Joppa – Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 143: 5-6.
- Coimbra-Filho A.F. & Câmara I.G. 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para Conservação da Natureza (FBCN), Rio de Janeiro.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado São Paulo, SEMAD/ Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/ SBF. Brasília, Brasil.
- Coppolillo, P., H. Gomez, F. Maisels & R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115:419-430.
- Cordeiro P.H.C. 2001. Areografia dos Passeriformes endêmicos da Mata Atlântica. *Ararajuba*, 9: 125-135.
- Cordeiro, P.H.C. 2003. Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da Mata Atlântica e a importância do Corredor da Serra do Mar e do Corredor Central para conservação da biodiversidade brasileira. in: *Corredor da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia/ Conservation International do Brasil.cd-rom.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farberparallel, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253 – 260.
- Coutinho, L.M. 2006. O conceito de Bioma. *Acta Botânica Brasílica*, 20: 13-23

- Cowlishaw, G. & R. Dunbar. 2000. Primate conservation biology. Chicago: The University of Chicago Press.
- Cruz, C. B.M. & Vicens, R.S. 2007. Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica. Relatório Final. PROBIO- Ministério do Meio Ambiente, Brasil. IESB/UFRJ/UFF.
- Cullen Jr., L., R. E. Bodmer, & C. Valladares-Padua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95:49-56.
- Cunha, A.A. 2007. Alterações na Composição da Comunidade e o Status de Conservação dos Mamíferos de Médio e Grande Porte da Serra dos Órgãos. Pages 211-224 in C. Cronemberger & E. B. Viveiros de Castro, editors. *Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Editora IBAMA, Brasília, Brazil
- Cunha, A.A. & Grelle, C.E.V. 2008. Landscape-species for conservation planning: are muriquis good candidates for the Brazilian Atlantic Forest? *Brazilian Journal for Nature conservation*, 6: 125-132.
- Cunha, A.A. & M.V. Vieira. 2004. Present and past primate community composition of the Tijuca Forest, RiodeJaneiro, RJ, Brazil. *Neotropical Primates*, 12, 153–154.
- Cunha, A.A. & H. Rajão. 2007. Mamíferos terrestres e aves da Terra Indígena Sapukai, Aldeia Guarani do Bracuí, Angra dos Reis, RJ. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 21: 19-34.
- Cunha, A.A., C. E. V. Grelle & J. P. Boubli. 2009. Distribution, population sizes and conservation of the endemic muriquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. *Oryx*, 43: 254-257.
- Danielsen F., M. M. Mendoza, A. Tagtag, P. A. Alviola, D. S. Balete, A. E. Jensen, M. Enghoff & M. K. Poulsen. 2007. Increasing conservation management action by involving local people in natural resource monitoring. *Ambio*, 16: 566-571.
- De Bello, F., S. Lavorela, P. Gerholdb, Ü. Reierb & M. Pärtelb. 2010. A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. *Biological Conservation*, 143: 9-17.
- De Marco P & Vianna DM. 2005. Distribuição do esforço de coleta de Odonata no Brasil – subsídios para escolha de áreas prioritárias para levantamentos faunísticos. *Lundiana*, 6: 13-26.
- de Vivo M. 1997. A mastofauna da Floresta Atlântica: padrões biogeográficos e implicações conservacionistas. In: V Reunião Especial da SBPC, 1997, Blumenau, SC. *Anais da V Reunião Especial da SBPC*. Blumenau, SC : CNPq, p. 60-63.

- Dean, 1995. With the broadax and Firebrand: the history of destruction of the Brazilian Atlantic Forest. Univesrsity of California Press, Berkeley, California, 482pp.
- Declaración de Bariloche, 2007. II Congreso Latino-Americano de parques nacionales y otras áreas protegidas. Bariloche, Argentina. <http://www.sur.iucn.org/boletin-parques/pdf/DeclaracionBariloche.pdf>
- Dias, I.M.G. Análise genética e fenotípica da população de *Micoureus paraguayanus* (Didelphimorphia: Didelphidae) no Parque Estadual do Rio Doce, MG. Tese de Doutorado. Departamento de Genética. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Dinerstein E, D.M. Olson, D.J. Graham, A.L. Webster, S. A. Primm, M.P. Bookbinder & G. Ledec. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. Washington, DC: WWF & World Bank.
- Dorneles, L.P.P. & J. Waechter. 2004. Fitossociologia do componente arbóreo na floresta turfosa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18: 815-824.
- Doroujeanni, M.J. 2002. Political will for establishing and managing parks. Pages 320-334 in J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport, Rao, M. Making parks work: strategies for preserving tropical nature. Island Press, Washignton, D.C., USA.
- Drummond, J.A., J. L.A. Franco & A. B. Ninis. 2006. O estado das áreas protegidas do Brasil- 2005. Observatório de Unidades de Conservação e Políticas Públicas Conexas. Universidade de Brasília. Brasília, Brazil.
- Fagan, C., C.A. Peres & J. Terborgh. 2006. Tropical forest: a protected area strategy for the twenty-first century. In *Emerging threats to tropical forests*. C.A. Peres & W. F. Laurance, (eds), p. 417-434. The University of Chicago Press. Chicago, USA.
- Ferraz, G., C.E. Marinelli & T.E. Lovejoy. 2008. Biological monitoring in the Amazon: recent progress and future needs. *Biotropica*, 40:7-10.
- Fialho, M.S. & Gonçalves, G.F. 2008. Primatas da RPPN Gargaú, Paraíba, Brasil. *Neotropical Primates*, 15: 50-54.
- Firkoswski, C. 2007. Environmental Protected Areas: facts, desires dreamed and propaganda, *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 9: 96-102.
- Fonseca, C.R., G. Ganade, R. Baldissera, C.G. Becker, C.R. Boelter, A.D. Brescovit, L.M. Campos, T. Fleck, Vanda S. Fonseca, S.M. Hartz, F. Joner, M.I. Kaffer, A.M. Leal-Zanchet, M.P. Marcelli, A.S. Mesquita, C.A. Mondin, C.P. Paz, Maria V. Petry, F.N. Piovesan, J. Putzke, A. Stranz, M. Vergara & E. Vieira.

2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142: 1209-1219.
- Franklin N & R. Frankham. 1998. How large must population be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* 1: 69-73.
- Freitas, A. Eymard, P. & Carneiro, P. 2007. Promovendo a gestão das unidades de conservação no Brasil: cenários de pessoal. The Nature Conservancy, Gráfica Qualidade, Brasília, Brazil.
- Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional, 2007. Minha terra protegida: histórias das RPPNs da Mata Atlântica. São Paulo, Brazil.
- Galati, EAB, Nunes VLB, Boggiani PC, Dorval MEC, Cristaldo G, Rocha HC, Oshiro ET, Gonçalves-de-Andrade RM & Naufel G. 2003. Phlebotomines (Diptera, Psychodidae) in caves of the Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 47: 283-296.
- Galetti, M., H. C. Giacomini, R. S. Bueno, C.S.S. Bernardo, R. M. Marques, R. S. Bovendorp, C. E. Steffler, P. Rubim, S. K. Gobbo, C. I. Donatti, R. A. Begotti, F. Meirelles, R. de A. Nobre, A. G. Chiarello & C. A. Peres. Priority Areas for the conservation of Atlantic forest mammals. *Biological Conservation*, 142: 1229-1241.
- Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution*, 16:511-516.
- Gontijo, B.M. 2008. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4:7-15.
- Gonzaga LP. 2002. A difícil questão da posição sistemática de *Phylloscartes difficilis* ou: quem sabe dizer o que é um *Phylloscartes*? *Atualidades Ornitológicas* 30 jun:12-13.
- Gonzaga, L.P., Carvalhaes A.M.P. & Buzzetti D.R.C. 2007. A new species of *Formicivora* antwren from the Chapada Diamantina, eastern Brazil (Aves: Passeriformes: Thamnophilidae). *Zootaxa* 1473: 25–44.
- González-Solís, J., J.C. Guix, E. Mateos, & L. Llorens. 2001. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation*, 10:1267-1282.
- Gorenflo, L.J. & K. Brandon. 2006. Key human dimensions of gaps in global biodiversity conservation. *BioScience* 56, 723–731.
- Grelle , C.E.V. 2000. Areografia dos primatas endêmicos da Mata Atlântica. DSc thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- Grelle , C.E.V.; Paglia, A.P. & Silva, H.S. 2006. Análise dos fatores de ameaça de Extinção: estudo de caso com os mamíferos brasileiros. Pp. 385-398. In:

C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M. Van Sluys & M.A.S. Alves, (orgs.), *Biologia da Conservação: essências*. Rima Editora, São Carlos. 582p.

- Haffer J. 1969. Speciation in Amazon Forest birds. *Science*, 165:131-137.
- Haffer J. 1982. General Aspects of the refuge theory. pp. 6-24. In: T.G. Prance (ed). *Biological diversification in the tropics*. New York, Columbia University Press. 714p.
- Haffer J. 1987. Biogeography of neotropical birds. Whitmore TC & Prance GT (Eds.), In: *Biogeography and quaternary history in tropical America*, Oxford University Press. Oxford, USA, p. 105-145
- Harcourt, A.H. 2002. Empirical estimates of minimum viable population sizes for primates: tens to tens of thousands? *Animal Conservation*, 5: 237-244.
- Hartley, S.; Kunin, W. E. 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. *Conservation Biology*, 17: 1559-1570,
- Holck, M. H. 2008. Participatory forest monitoring: an assessment of the accuracy of simple cost-effective methods. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2023-2036.
- Hueck, K. 1972. *As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica; tradução de Hans Reichardt*. São Paulo, Polígono. Editora da Universidade de Brasília . 466p.
- IBAMA & WWF-Brazil, 2007. *Efetividade de gestão das unidades de conservação federal do Brasil*. Editora IBAMA, Brasília, Brazil.
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: version 3.1*. Gland e Cambridge, IUCN-Species Survival Commission. ii + 32 pp.
- IUCN, 2005. *Benefits beyond boundaries*. Proceedings of the Vth World Park Congress. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN, 2009. *IUCN red list of threatened species. Version 2009.1*. <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 10 de dezembro de 2009.
- Jacobs, G.A., J.H. Woehl, O.T.B. Carpanezi and M.C. Muchailh. 2007. Estratégias para melhorar a qualidade ambiental de unidades de conservação pela consolidação das áreas prioritárias. Pages 1-9 in M.L. Nunes, L. Takahashi & V. Theulen, editors. *Anais do V Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba, Brazil.
- Jarenkow J.A. & J.E. Waechter. 2001. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 263-272.
- Jenkins, C.N. & L. Joppa. 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142: 2166-2174.

- Jerusalinsky, L., M.M. Oliveira, R.F. Pereira, V. Santana, P.C.R. Bastos & S.F. Ferrari. 2006. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. *Primate Conservation* 21: 25-32.
- Joly, C.A, M.P.M. Aidar, C.A. Klink, D.G. Mcgrath, , A.G Moreira., P. Moutinho, D.C. Nepstad, A.A. Oliveira, A. Pott, M.J.N. Rodal & E.V.S.B. Sampaio. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura* 51: 331-348.
- Kierulff, M.C. & A.B. Rylands, 2003. Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*, 59:29–44.
- Kierulff, M.C., D.M. Rambaldi & D.G. Kleiman. 2003. Past, present, and future of the Golden Lion Tamarins and its habitat. In *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, and outlook*. C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds), p. 95-102. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Kinzey, W.G. 1982. Distribution of primates and forest refuges. In: *Biological diversification in the tropics*. T.G. Prance (ed), pp 455-482. New York, Columbia University Press. 714p.
- Kramer, R., J. Langholz & N. Salafsky. 2002. The role of private sector in protected área establishment and management. In: *Making parks work: strategies for preserving tropical nature*. J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport, M. Rao (eds), p. 335-351. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Lairana A. 2003. A challenge for conservation: protected areas in the Atlantic Forest hotspot. In: *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, and outlook*. C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds), p. 444-460. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Laurance. W. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, 142: 1137.
- Leal, I.A., M. Tabarelli & J.M.C. Silva. 2003. *Ecologia e Conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio*. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.C.M. Silva (eds). Editora Universitária da UFPE. 822p.
- Leal, I.R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da Caatinga. . In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.C.M. Silva (eds). Editora Universitária da UFPE. 822p.
- Leite P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. *Ciência & Ambiente* 24: 51-73.
- Lindenmayer D.B., et al. 2008. A checklist for ecological management of landscape for conservation. *Ecology Letters*, 11: 78-91.

- Locke, H. & P. Dearden. 2005. Rethinking protected area categories and the new paradigm. *Environmental Conservation*, 32: 1-10.
- Lorini, M.L. & Persson, V.G. 1994 Densidade Populacional de *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990 na Ilha de Superagüi / PR . In: XX Congresso Brasileiro de Zoologia,, 1994, Rio de Janeiro. Resumos do XX Congresso Brasileiro de Zoologia. Rio de Janeiro: SBZ / UFRJ, 1994. p. 145-145.
- Loureiro, W. 2004. A situação do sistema estadual de unidades de conservação do Paraná. Pages 135-148 in M. S. Milano, L. Y. Takahashi, M. L. Nunes, editors. IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Anais II - Seminários. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba, Brazil.
- Machado, A.B.M., C.S. Martins & G.M. Drummond. 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção, incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 157p.
- Martins, M.M. 2005. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 14: 2321-2329
- Mattei, G., S.C. Muller & M.L. Porto. 2007. Corredores de imigração e distribuição de espécies arbóreas no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências*, 5: 12-14.
- Melo, A. L., P.C.S. Motta & C.F. Mattos Júnior. 2007. Descentralizando esforços: instrumentos legais federal, estaduais e municipais sobre reservas particulares do patrimônio natural (RPPN) no Brasil. Pages 0-11 (cd-rom) in: M.L. Nunes, L. Takahashi and V. Theulen, editors. Anais do V Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba, Brazil.
- Melo, F.R. & L.G. Dias. 2005. Muriqui populations reported in the literature over the last 40 years. *Neotropical Primates*, 13: 19–24.
- Mesquita, C.A.B. & M.C.W. Vieira. 2004. RPPN: Reservas particulares do patrimônio natural da Mata Atlântica. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Caderno 28. São Paulo, Brazil.
- Metzger, J.P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 142: 1138-1140.
- Metzger, J.P., A.C. Martensen, M. Dixo, L.C. Bernacci, M.C. Ribeiro, A.M.G. Teixeira & R. Pardini. 2009. Time-lag responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142: 1166-1177.

- Minas Gerais, 2008. Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. Deliberação COPAM nº 366, de 15 de dezembro de 2008. Instituto Estadual de Florestas e Biodiversitas.
- Mittermeier R.A., P.R. Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux & G.A.B. Fonseca. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX S.A. Cidade do Mexico.
- Mittermeier R.A., G.A.B. Fonseca, A.B. Rylands & K. Brandon. 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation Biology*, 19:601-607.
- Mittermeier, R.A., A.F. Coimbra-Filho, M.C.M. Kierulff. 2007. Monkeys of the Atlantic Forest of Eastern Brazil. 14 pages. Pocket Guide series. Conservation International.
- MMA, 2006. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Ministério do Meio Ambiente. Departamento de Áreas Protegidas.
- Murray-Smith, C., N. Brummitt, A. T. Oliveira-Filho, S. Bachman, J. Moat, E. M. Nic Ludghadha & E. J. Lucas. 2008. Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil *Conservation Biology*, 23:151-163.
- Napoli M.F. & F.A. Juncá. 2006 A new species of the *Bokermannohyla circumdata* group (Amphibia: Anura: Hylidae) from Chapada Diamantina, State of Bahia, Brazil. *Zootaxa* 1244: 57–68.
- Nepstad, D.C, S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz, G. Fiske & A. Rolla. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20: 65-73.
- Nimer, E. 1979. Climatologia do Brasil. IBGE, Rio de Janeiro.
- Oliveira, J.A., P.R.Gonçalves & C. R. Bonvicino. 2003. Mamíferos da Caatinga. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. I.R. Leal, M. Tabarelli & Silva, J.C.M. (eds). Editora Universitária da UFPE. 822p.
- Oliveira, M.M. & A. Langguth. 2006. Rediscovery of Marcgrave's capuchin monkey and designation of a neotype for *Simia flavia* Schreber, 1774 (Primates, Cebidae). *Boletim do Museu Nacional. Zoologia*, 523: 1-16.
- Oliveira-Filho A.T. & M.A.L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793-810.
- Oliveira-Filho A.T., J.A. Jarenkow, M.J.N. Rodal. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: Pennington R.T., Lewis G.P. & Ratter J.A. (Org.). *Neotropical savannas and dry forests: Plant diversity, biogeography and conservation*. Boca Raton: CRC Press, p. 151-184.

- Olson D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.E. Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao, & K.R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience*. 51:933-938.
- Ormsby, T., E. Napoleon, R. Burke, C. Groessl, L. Feaster. 2004. Getting to know ArcGIS desktop: basics of ArcView, ArcEditor, and ArcInfo. ESRI Press, Redlands, US. 572p.
- Pacto para a restauração da Mata Atlântica. 2009. Protocolo do pacto para a restauração da Mata Atlântica. <http://www.pactomataatlantica.org.br>. Acessado em 12 de dezembro de 2009.
- Paglia A., A. Paese, L. Bedê, M. Fonseca, L. P. S. Pinto & R. Machado. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. Pages 39-50 in M. S. Milano, L. Y. Takahashi, M. L. Nunes, editors. IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Anais, II Seminários. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba, Brazil.
- Paglia, A. & Fonseca, G.A.B. 2009. Assessing changes in the conservation of threatened Brazilian vertebrates. *Biodiversity and Conservation*, 18: 3563-3577.
- Paranhos, K.M. 2006. Estimativas populacionais para espécies raras: o mico-leão-preto *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823) como modelo. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal do Paraná. 53p.
- Pardini R., D. Faria, G.M. Accacio, R.R. Laps, E. Mariano-Neto, M.L.B. Paciencia, M. Dixo & J. Baumgarten. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142:1178-1190.
- Pavese, H.B., F. Leverington & M. Hockings. 2007. Global study of protected areas management effectiveness: the Brazilian perspective. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 5:96-102.
- Pereira, L.G. & L. Geise, 2007. Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brasil). *Braz. J. Biol.*, 67(3): 509-518.
- Peres, C. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology*, 19: 728-733.
- Peres, C. A., J. Barlow & W.F. Laurance. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 227-229.

- Peres, C.A. 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropic Primates*, 7: 11-16.
- Pimm, S.L. 1992. *The balance of nature?* University of Chicago Press. 464 p.
- Pinto, L. P. & M. C. W. Brito. 2003. Dynamics of biodiversity loss in the Brazilian Atlantic forest: an introduction. In *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, and outlook*. C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds), p. 27-30. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Pinto, L.P.S., C.M.R. Costa, K.B. Strier, & G.A.B. Fonseca. 1993. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. *Folia Primatologica*, 61:135–143.
- Pinto, L.P.S., J.P.O. Costa, G.A.B. Fonseca & Costa, C. M. 1996. *Mata Atlântica: Ciência, Conservação e Políticas*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo.
- Pinto, L.P., L. Bedê, A. Paese, M. Fonseca, A. Paglia & I. Lamas, 2006. *Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial*. In: *Biologia da Conservação: Essências*. C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M. Van Sluys & M.A.S. Alves (eds), pp. 91-118 Editora Rima, São Carlos, Brasil.
- Pinto, M.P. & C.E.V. Grelle. 2009. Reserve selection and persistence: complementing the existing Atlantic Forest reserve system. *Biodiversity and Conservation*, 18: 957-968.
- Pires L.P., Y.L.R. Leite, G.A.B. Fonseca & M.T. Fonseca. 2000. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 872-881.
- Pivatto, M.A.C., D.G. Manço, F.C. Straube, A. Urben-Filho, M. Milano. 2006. *Aves do Planalto da Bodoquena, estado do Mato Grosso do Sul (Brasil)*. *Atualidades Ornitológicas*, 129.
- Prado D.E. 2003. As Caatingas da América do Sul. Pp. 3-74. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. (I.R. Leal, M. Tabarelli & Silva, J.C.M.). Editora Universitária da UFPE. 822p.
- Prance G.T. 1982. Introduction. pp 3-5. In: T.G. Prance (ed). *Biological diversification in the tropics*. pp. 245-254. New York, Columbia University Press. 714p.
- Prance G.T. 1987. Biogeography of neotropical plants. Whitmore TC & Prance GT (Eds.), In: *Biogeography and quaternary history in tropical America*, Oxford University Press. Oxford, USA, p. 46-65

- Prance, G.T. 1982, editor. Biological diversification in the tropics. Columbia University Press, New York, USA.
- Price, E.C., H.M. Piedade & D. Wormell. 2002. Population densities of primates in a Brazilian Atlantic Forest. *Folia Primatologica*, 73:54-56.
- Quintela F.M., D. Loebmann & N.M. Gianuca. 2006. Répteis continentais do município de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 14: 180-188.
- Quintela F.M., R.A. Porciúncula, S.M. Pacheco. 2008. Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae, *Myotis albescens*: New occurrence site in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List* 4: 79–81.
- Reis, N. R. A.L. Peracchi & F.R. Andrade. 2008. *Primatas Brasileiros*. Technical Books. Londrina. 260p.
- Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F.J. Ponzoni & M.M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how much is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.
- Ribon, R., J.E. Simon, T. Mattos. 2003. Bird extinction in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17: 1827-1839.
- Ricketts T.H., E. Dinerstein, T. Boucher, et al. 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102: 18497-18501.
- Rizzini C.T. 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. v.2. Aspectos ecológicos. Hucitec/ Edusp, São Paulo. 375p.
- Roda S.A. & C.J. Carlos. 2004. Composição e sensibilidade da avifauna dos Brejos de Altitude do Estado de Pernambuco. In: *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação*. Porto K.C., J.J.P. Cabral & M. Tabarelli (orgs). Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 211-228.
- Rodrigues A.S.L., S.J. Andelman, M.L. Bakarr et al. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640–643.
- Rodrigues, A.S.L.; J.D. Pilgrim, J.F. Lamoreux, M. Hoffman & T.M. Brooks. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 71-76.
- Rodrigues, M.T., M.A. Freitas, T.F.S. Silva & E.V.B. Carolina. 2006. A new species of lizard genus (Squamata, Leiosauridae) from the highlands of Chapada Dimantina, state of Bahia, Brazil, with a key to species. *Phyllomedusa*, 5:11-24.

- Rodrigues, M.T. 2003. Herpetofauna da Caatinga. In: Ecologia e Conservação da Caatinga. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.C.M. Silva (eds). Editora Universitária da UFPE. 822p.
- Rodrigues, M.T. & F.A. Juncá. 2002 Herpetofauna of the quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco: Bahia: Brazil. vii. *Typhlops amoipira* sp. nov., a possible relative of *Typhlops yonenagae* (serpentes, Typhlopidae). Papéis Avulsos de Zoologia 42: 325-333.
- Rodríguez, J.P., G.F.Ashenfelter, J.J. Rojas-Suárez, G. Fernández, L. Suárez, A.P. Dobson. 2000. Local data vital to worldwide conservation. *Nature*, 403: 241.
- Rodríguez, J.P., J.K. Balch & K.M. Rodríguez-Clark. 2007. Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 16: 183-209.
- Rodríguez, J.P., J.M. Nassar, K.M. Rodríguez-Clark, I. Zager, C.A. Portillo-Quintero, F. Carrasquel & S. Zambrano. 2008. Tropical dry forest in Venezuela: assessing status, threats and future prospects. *Environmental Conservation*, 35:311-318.
- Rosa, R.S., N.A. Menezes, H.A. Britski, W.J.E.M. Costa & F.Groth. 2003. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da caatinga. In: Ecologia e Conservação da Caatinga. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.C.M. Silva (eds). Editora Universitária da UFPE. 822p.
- Rylands, A. 1993. Marmosets and Tamarins: systematics, behaviour and ecology. Oxford University Press, Oxford.
- Rylands, A.B. 1982. The behaviour and ecology of three species of marmosets and tamarins (Callitrichidae, Primates) in Brazil. Doctoral thesis. University of Cambridge. Cambridge, UK.
- Rylands, A.B. 1989. Sympatric Brazilian callitrichids: The black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhli*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. *J. Hum. Evol* 18: 7679–695.
- Rylands A.B., G.A.B. Fonseca, Y.R. Leite & R.A. Mittermeier. 1996. Primates of the Atlantic forest: Origin, distribution, endemism and communities. In: Adaptive radiations of neotropical primates. M. Norconk, A. Rosenberger & P. Garber (eds.), p. 21-51. New York, Plenum Press, 555p.
- Rylands A.B., M.C.M. Kierulff & L.P. Pinto. 2002. Distribution and status of lion tamarins. In: Lion Tamarins: Biology and Conservation. Kleiman, D. G. & Rylands, A. B. (eds). Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Rylands A.B., M.C.M. Kierulff & R.A. Mittermeier. 2005 Notes on the taxonomy and distributions of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. *Lundiana*, 6(suppl.):97-110.

- Rylands, A.B., M.I. Bampi, A.G. Chiarello, G.A.B. da Fonseca, S.L. Mendes & M. Marcelino. 2006. *Callithrix flaviceps*. In: IUCN. IUCN Red list of threatened species.
- Rylands, A.B. & K. Brandon. 2005. Brazilian protected areas. *Conservation Biology*, 19: 612-618.
- Sanderson, E.W., K.H. Redford, A. Vedder, P. Coppolillo & S.E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58: 41-56.
- Santos A.M.M., D.R. Cavalcanti, J.M.C. Silva & M. Tabarelli 2007. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. *Journal of Biogeography* 34: 437-446
- Santos, A.C.A. 2005. Peixes. In: Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina. Acuña F, Juncá, L. F. & Rocha, W. (org.). p.311-336. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 411 p.
- São Paulo, 1998. Lista da Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo. Decreto Estadual nº 42.838 de 04/02/1998.
- Scarano, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- Schipper, J. et al, 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 22: 225-230.
- Sechrest, W.; T.M. Brooks, G.A.B. Fonseca, W.R. Konstant, R.A. Mittermeier, A. Purvis, A.B. Rylands & J.L. Gittleman. 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *PNAS*, 99: 2067-2071.
- Silva J.M.C. & C.H.M. Casteleti 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, and outlook*. C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds), p. 43-59 Island Press, Washington, D.C., USA.
- Silva, J.M.C., M.C. Sousa & C.H.M. Castelletti. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*: 13, 85-92.
- Silva, M. 2005. The Brazilian protected areas program. *Conservation Biology*, 19: 608-611.
- Silvestre R & M.F. Demétrio. 2007. Biogeografia e diversidade de formigas do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul. *Biológico* 69: 225-227.

- SNUC, 2004. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto n. 4.340, de 22 de agosto de 2002. Brasília-DF, 5ª. ed. MMA/SBF.
- Sousa M.A.N., A. Languth & E.G. Amaral. 2004. Mamíferos dos Brejos de Altitude de Paraíba e Pernambuco. In: Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação. Porto KC, Cabral JJP & Tabarelli M (orgs), p. 211-228. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Strier, K. & Boubli, J. P. 2006. A History of Long-term Research and Conservation of Northern Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA. *Primate Conservation*, 20: 53-63.
- Sutherland, W. 2006. Ecological census techniques. Cambridge University Press. 432p.
- Tabarelli, M., L.P. Pinto, J.M.C. Silva & C.M.R. Costa. 2003. Endangered speies and conservation planning. In: Atlantic Forest: biodiversity status, threats, & outlook. C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds), p. 86-94. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Tabarelli M & Cavalcanti D.R. 2004. Distribuição das plantas amazônico-nordestinas no centro de endemismo Pernambuco: brejos de altitude vs. florestas de terras baixas. In: Brejos de Altitude: história natural, ecologia e conservação. K.C. Porto, J.J.P. Cabral, M. Tabarelli (org.), p. 279-290. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Tabarelli M, A.V. Aguiar, M.C. Ribeiro, J.P. Metzger & C.A. Peres. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, in press.
- Terborgh, J. & C.A. Peres. 2002. The problem of people in parks. In: Making parks work: strategies for preserving tropical nature. J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport, M. Rao, p. 307-319. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Turner W. R., K. Brandon, T. M. Brooks, R. Costanza, G. A. B. da Fonseca, & R. Portela 2007. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 57: 868-873.
- Valladares, 2007. De Caracas a Durban: El nuevo rumbo de la conservación. In Unidades de Conservação: atualidades e tendências 2007. M. L. Nunes, L.Y. Takahashi & V. Theulen, p. 92-107. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, Brazil.
- van Schaik, C., J. Terborgh, L. Davenport & M. Rao. 2002. Making parks work: past, present, and future. In: Making parks work: strategies for preserving tropical nature. J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport, M. Rao, p. 468-482. Island Press, Washington, D.C., USA.

- Vanzolini P.E. 1970. Zoologia Sistemática, geografia e a origem das espécies. São Paulo, Universidade de São Paulo, Série Teses e Monografias IG, 3, 56p.
- Vanzolini, P.E. 2004. On the geographical differentiation of *Gymnodactylus geckoides* SPIX, 1825 (Sauria, Gekkonidae): speciation in the Brazilian Caatingas. *Anais Academia Brasileira de Ciências*, 76: 663-698.
- Vieira, M.V., N. Olifiers, A.C. Delciellos, V.Z. Antunes, L.R. Bernardo, C.E. Grelle & R. Cerqueira. 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation*, 142: 1191-2000.
- Waechter J.L. 1992. O epifitismo vascular na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos. Brasil.
- Walter B.M.T. 2006. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. 373p. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília. Brasil.
- Waechter J.L. 2002. Padrões geográficos na flora atual do Rio Grande do Sul. *Ciência & Ambiente* 24: 93-108.
- Wright, P.C., & Jernvall, J. 1999. The future of primate communities: a reflection of the present? In: *Primate communities*, J.G. Fleagle, C. Janson & K. Reed (eds), pp. 295–309 Cambridge University Press.
- Wunder, S. 2006. Are Direct Payments for Environmental Services Spelling Doom for Sustainable Forest Management in the Tropics? *Ecology and Society* 11: 23.
- Young C.E.F. 2003. Socioeconomic causes of deforestation in the Atlantic Forest of Brazil. In: *Atlantic Forest: biodiversity status, threats, and outlook*. C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds), p. 103-117. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Zanella, F.C.V. & C.F. Martins. 2003. Abelhas da Caatinga: Biogeografia, Ecologia e Conservação. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. I.R. Leal, M. Tabarelli & J.C.M. Silva (eds). Editora Universitária da UFPE. 822p.

## **ANEXOS**

**Anexo 1.** Participação em Congressos e Simpósios no período do doutorado (2006-2010). \* palestras ou apresentações orais. † trabalhos relacionados à tese.

- 2009\*. Society for Conservation GIS – Kenya. 2nd Conference, Nairobi, Kenya.
- 2009\*†. I Latin American Landscape Ecology Conference. Campos do Jordão, SP, Brasil.
- 2009. VI Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Curitiba, PR.
- 2009. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, RN.
- 2009\*†. Student Conference on Conservation Science. University of Cambridge. Cambridge, UK.
- 2009\* Seminário e Oficina para o Monitoramento da Biodiversidade em Áreas Protegidas. Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, DF.
- 2008\*†. Society for Conservation GIS Conference. Monterey, Califórnia, USA.
- 2008\*†. International ESRI User Conference. San Diego, Califórnia, USA.
- 2007\*†. II Congresso Latino-Americano de Parques Nacionales y Otras Áreas Protegidas, Bariloche, Argentina.
- 2007\*. XII Congresso Brasileiro de Primatologia, Belo Horizonte, MG.
- 2007†. V Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Foz do Iguaçu, PR.
- 2007. Eugen Warming Lectures in Evolutionary Ecology (Robert Ricklefs). ICB-UFMG, Belo Horizonte.
- 2006. Seminário para Reavaliação das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica. Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Rio de Janeiro, RJ.
- 2006. Seminário para Definição de Metas Nacionais de Biodiversidade para 2010. MMA/SBF, Brasília, DF.
- 2006\*. VII Congresso Internacional Manejo Fauna Silvestre na Amazônia e América Latina, Ilhéus, BA, Brasil.
- 2006. I Workshop SIG e Conservação, GEOBRASIL, São Paulo, SP.
- 2006. V Seminário CEPF - Mata Atlântica - Corredor Serra do Mar. Teresópolis, RJ.

**Anexo 2.** Publicações no período do doutorado (2006-2010). \* trabalhos com filiação explícita ao PPGECMVS-UFMG. \*\* trabalhos diretamente relacionados à tese.

- no prelo\*. Cunha, A.A. Negative effects of adventure tourism in an Atlantic forest national park. *Journal for Nature Conservation*.
- 2009\*. Cunha, A.A., Grelle, C.E.V & Boubli, J.P. Distribution, population sizes and conservation of muriquis, *Brachyteles* spp. in Rio de Janeiro state, Brazil. *Oryx*, 43(2): 254-257.
- 2008\*. Cunha, A.A. & Grelle, C.E.V. Landscape-species for conservation planning: are muriquis good candidates for the Brazilian Atlantic Forest? *Natureza & Conservação*, 6: 125-132.
- 2008\*. Vieira, M.V. & Cunha, A.A. Scaling of daily home range, its intensity of use, and body mass in three marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. *Austral Ecology*, 33: 872-879.
- 2008\*. Pereira, L.G.; Geise, L.; Cunha, A.A.; Cerqueira, R. *Abrawayomys ruschii* Cunha and Cruz, 1979 (Rodentia, Cricetidae) in Rio de Janeiro state, Brazil. *Papéis Avulsos Zoologia*, 45: 33-40.
- 2008. Lima, S.M.Q.; Cunha, A.A.; Sánchez-Botero, J.I. & Caramaschi, E. P. Segregation of water column between two syntopic *Hyphessobrycon* (Characiformes, Characidae) species in a coastal lagoon, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6: 683:688.
- 2007\*\*. Cunha, A.A.; Cruz, C.B.M. & Fonseca, G.A.B. Áreas protegidas da Mata Atlântica Brasileira: uma análise geográfica da evolução das redes federal, estadual e privada no último século. 7p. II Congreso Latino-Americano de Parques Nacionales y otras Áreas Protegidas. Bariloche, Argentina.
- 2007\*. Cunha, A.A. Censos visuais de mamíferos de médio e grande porte para amostragem de distância em transecção linear. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 49:3-6.
- 2007\*\*. Cunha, A.A.; Fonseca, G.A.B & Madureira, C.M. Evolução do sistema de unidades de conservação da Mata Atlântica: análise preliminar das redes estadual e federal. *Anais do V Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. 10p (cd-rom).

- 2007. Cunha, A.A. Alterações na composição da comunidade e o status de conservação dos mamíferos de médio e grande porte da Serra dos Órgãos. In: Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos. (Orgs. C. Cronemberger & E.B. Viveiros de Castro). pp. 211-224. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília. Editora IBAMA. 298p.
- 2007. Olifiers, N.; Cunha, A.A.; Geise, L.; Bonvicino, C.; D'Andrea, P.S. & Cerqueira, R. Lista de espécies de pequenos mamíferos do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos. In: Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos. (Orgs. C. Cronemberger & E.B. Viveiros de Castro). pp. 183-192. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília. Editora IBAMA. 298p.
- 2007. Cunha, A.A. & Rajao, H.B. Mamíferos terrestres e aves da Terra Indígena Sapukai, Aldeia Guarani do Bracuí, Angra dos Reis, RJ. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, 21: 19-34.
- 2006. Cunha, A.A.; Grelle, C.E.V. & Vieira, M.V. Preliminary Observations on Diet, Support and Habitat Use by Two non-native Primates in an urban fragment of Atlantic Forest: the capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca Forest, Rio de Janeiro, Brazil. Urban Ecosystems, 9: 351-359.