Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Mestrado Profissional em
Biodiversidade em Unidades de Conservação

Trabalho de Conclusão

Viabilidade ambiental da compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais: entendendo o problema no Bioma Mata Atlântica

Rafael Ferreira Costa

Rio de Janeiro
2015

Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Mestrado Profissional em
Biodiversidade em Unidades de Conservação

Viabilidade ambiental da compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais: entendendo o problema no Bioma Mata Atlântica

Rafael Ferreira Costa

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

Orientador: Prof. Drº Marcelo R. Kinouchi
Co-orientador: Prof. Drº Rogério H. Toppa

Rio de Janeiro
2015

Viabilidade ambiental da compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais: entendendo o problema no Bioma Mata Atlântica

Rafael Ferreira Costa

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

Aprovado por:

Profº Drº Marcelo Rodrigues Kinouchi _____
(Orientador)

Profª Drª Carla Bernadete Madureira Cruz _____

Drº Eduardo Ildefonso Lardosa _____

Em _____/_____/2015

Rio de Janeiro
2015

Aos meus filhos Alice e Caio e minha esposa Thaís,
por trazerem significado e motivação,
dedico.

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa teve início quando eu ainda trabalhava na Coordenação Geral de Regularização Fundiária do ICMBio, ao longo de muitas conversas e muito trabalho, época em que foram despertadas algumas dúvidas que se tornaram objetivos desta dissertação. Agradeço a todos que me apoiaram desta época até a finalização do projeto e escolha do programa de mestrado, principalmente a Eliani Maciel e Waldemar Pires Dantas, pelas diversas lições e pela paciência. Também aos amigos Artur Brant e Thais Pereira por terem ajudado na escolha do programa de mestrado, mesmo sem saber que estavam fazendo isso.

À minha esposa Thais, por sempre apoiar minhas escolhas, por propiciar momentos para eu me dedicar à pesquisa, por cuidar de tudo enquanto eu estava fora, pela paciência nos momentos que eu andei mais "estranho" e por ser minha eterna revisora.

Aos meus pais, Paulo e Berenice, por terem me criado em um lar verdadeiro e pelo esforço para garantir que eu pudesse escolher meu caminho.

Aos meus filhos Alice e Caio, por terem compreendido os momentos que estive ausente para me dedicar a este trabalho, e por terem me tirado do trabalho nos momentos em que isso era necessário, sempre trazendo muita alegria.

Ao professor Marcelo Kinouchi, por ter aceitado, de imediato, orientar este trabalho e pelas contribuições ao longo da sua construção.

Ao professor Rogério Toppa, por ter aceitado a co-orinetação, pela abertura do Laboratório do NEEPAC, pelas valiosas orientações quanto à metodologia e análise dos resultados e pelas conversas, sempre amigáveis e honestas, sobre os rumos do trabalho.

Aos amigos da ACADEBio, por terem participado e aguentado os momentos mais complicados e as ausências. Especialmente ao amigo Ricardo Brochado pelo apoio, incentivo, revisões e conversas sobre metodologia. Também a amiga Maria Helena, por ter "segurado a bronca" nos momento que estive ausente.

Aos novos amigos que fiz no Jardim Botânico e aos velhos amigos que pude encontrar durante as viagens para o Rio de Janeiro, pois todos vocês permitiram que o tempo que passei na cidade fosse inesquecível, com conversas estimulantes, boas risadas, trabalhos gratificantes e boa diversão.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, pelo apoio financeiro, pela oportunidade de participar do mestrado sem me afastar integralmente das minhas atividades profissionais e pelas informações fornecidas. Em espacial a toda equipe da Educação Coorporativa e da Coordenação Geral de Consolidação Territorial, principalmente Adriana, Carlinha e Eliani, pelo envio de preciosas informações.

E por fim, a todos os professores do programa de mestrado, os quais contribuíram muito com minha evolução pessoal e profissional, e todos os funcionários do Jardim Botânico pelo apoio e acolhimento.

RESUMO

A legislação ambiental estabelece áreas com restrição ao uso, como as Unidades de Conservação (UC), as Reservas Legais (RL) e as Áreas de Preservação Permanentes (APP) dos imóveis rurais, visando à conservação da natureza, mas a criação destas leis não garante que estas áreas serão realmente protegidas. Muitas UC tem sua gestão fragilizada devido à falta de regularização fundiária, ao mesmo tempo em que muitos imóveis rurais têm grandes passivos de RL. O Novo Código Florestal traz um mecanismo que permite desonerar o passivo de RL através da compra de outras áreas dentro do mesmo Bioma, inclusive em UC. Este trabalho verificou a viabilidade da compensação de RL em UC federais no Bioma Mata Atlântica, identificando aspectos positivos e negativos, e áreas prioritárias para sua adoção. Para isso, as sub-bacias do bioma foram comparadas e agrupadas quanto à estrutura da paisagem, grau antropização e extensão total de áreas protegidas. A partir da caracterização das sub-bacias quanto à fragmentação, foi possível identificar cenários favoráveis e desfavoráveis para a compensação de RL. A maior parte das sub-bacias foi classificada como muito fragmentada, ao mesmo tempo existem cenários nos quais a adoção do mecanismo de compensação RL é bastante favorável. Além disso, foram identificadas algumas Unidades de Conservação e áreas prioritárias para participação no mecanismo de compensação de reserva legal. Por fim conclui-se que a compensação de RL em UCs é ambientalmente benéfica para o Bioma Mata Atlântica, desde que considerada a prioridade das áreas que recebem RL e a situação ambiental da área que será desonerada.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Reserva Legal; Unidades de Conservação; Regularização Fundiária; Análise da Paisagem.

ABSTRACT

The environmental legislation establishes for conservation of nature areas with restrictions on use, such as Protected Areas (PAs) and ecological set-asides of private land and permanent preservation area, but the creation of these laws does not guarantee that these areas will be really protected. Many PAs have weakened its management due to lack of land regularizations in PAs, while many landowners have large set asides liabilities. The new Forest Act brings a mechanism to relieve the set aside liability by purchasing other areas within the same biome, including no regularized lands in PAs. This study examined the feasibility of set aside compensation in federal protected areas in the Atlantic Forest biome, identifying positive and negative aspects, and priority areas for its adoption. Therefore the sub-basins level two were compared and grouped according to landscape structure, human disturbance and total extension of protected areas. From the characterization of sub-basins concerning the fragmentation, it was possible to identify the favorable and unfavorable scenarios for set aside compensation. Most of the sub-basins was rated as very fragmented, but there are also scenarios in which the adoption of set asides compensation is quite favorable. In addition, some PAs and priority areas were identified to participate in the set aside compensation mechanism. Finally it is concluded that the set aside compensation in PAs is environmentally viable for the Atlantic Forest biome, since considered the priority areas that receive set aside compensation and the environmental situation of the area that will be free of set aside obligation.

Keywords: Brazilian Atlantic Forest; Set Aside; Protected Areas; Land Regularization in Protect Areas; Landscape Analysis.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 4

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 8
   2.1. Definição do Bioma Mata Atlântica 8
   2.2. Atual cobertura florestal do Bioma Mata Atlântica e sua importância global 12
   2.3. Breve histórico de uso e ocupação da Mata Atlântica 17
   2.4. Surgimento das Unidades de Conservação em resposta a devastação 22
   2.5. Entendendo as Unidades de Conservação e as áreas de Reserva Legal no contexto das áreas protegidas 27
   2.6. Consolidação territorial e regularização fundiária das Unidades de Conservação: entendendo o problema 30
      2.6.1. O que é regularização fundiária das Unidades de Conservação? 30
      2.6.2. O problema de não realizar a regularização fundiária das Unidades de Conservação 32
      2.6.3. O que impede a consolidação territorial das Unidades de Conservação 34
   2.7. Entendendo a Reserva Legal de propriedades rurais, os mecanismos para compensação destas áreas e sua importância ecológica 39
      2.7.1. Evolução histórica/legislativa do conceito de Reserva Legal em propriedades rurais e da compensação de Reserva Legal 39
      2.7.2. Aspectos ecológicos da extensão da Reserva Legal 47
   2.8. Divisão da área de abrangência do Bioma Mata Atlântica em bacias hidrográficas para comparar regiões e direcionar a compensação de Reserva Legal 49
   2.9. Uso de métricas da estrutura da paisagem para comparar as bacias hidrográficas da Mata Atlântica quanto a fragmentação de habitat 51

3. MATERIAL E MÉTODO 56
   3.1. Área de estudo 56
   3.2. Aquisição e organização dos dados 58
      3.2.1. Identificação dos remanescentes da mata atlântica e das áreas urbanas na área de estudo 59
   3.3. Métricas da estrutura da paisagem utilizadas 61
   3.4. Indicadores de pressão antrópica nas áreas de estudo 63
   3.5. Total de áreas protegidas na sub-bacias nível 2 63
   3.6. Análise dos dados e agrupamento das sub-bacias 64
   3.7. Análise da viabilidade ambiental da compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais e priorização de áreas para adoção do mecanismo 66

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 67
   4.1. Agrupamento das sub-bacias e análise das variáveis 67
   4.2. A compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais do Bioma Mata Atlântica 81
   4.3. Priorização de áreas para adoção do mecanismo de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica 88

5. CONCLUSÕES 94

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 96

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa da área de abrangência do Bioma Mata Atlântica conforme previsto no art. 2o da Lei no 11.428, de 22/12/ 2006. 10

Figura 2 - Mapa das formações florestais do Bioma Mata Atlântica. 11

Figura 3 - Taxa de desmatamento anual da Mata Atlântica entre 1985 e 2012. 14

Figura 4- Mapa dos remanescentes do Bioma Mata Atlântica 16

Figura 5- Unidades de Conservação com destaque para área de aplicação da Lei da Mata Atlântica. 26

Figura 6 - Mapa das sub-bacias nível 2 definidas com área de estudo. 57

Figura 7 - Demonstração esquemática das etapas de geoprocessamento. 65

Figura 8- Análise de agrupamento considerando a similaridade entre as sub-bacias nível 2 para todas variáveis da paisagem analisadas. 69

Figura 9- Mapa dos grupos de sub-bacias nível 2 formados a partir da análise de agrupamento considerando a similaridade entre as sub-bacias para todas as variáveis da paisagem analisadas. 70

Figura 10 - Métricas relativas a área e o número de manchas para os grupos A, B, C, D. 71

Figura 11 - Métricas relativas a borda para os grupos A, B, C e D. 73

Figura 12 - Métricas relativas a forma para os grupos A, B, C e D. 74

Figura 13 - Métricas relativas ao retalhamento para os grupos A, B, C e D. 75

Figura 14 - Indicadores de antropização para os grupos A, B, C e D. 76

Figura 15 - Porcentagem de áreas protegidas e de remanescentes da Mata Atlântica para os grupos A, B, C e D. 77

Figura 16 - Mapa das sub-bacias nível 2 reagrupadas em classes de fragmentação. 79

Figura 17- Mapa das unidades de relevo na área de estudo 80

Figura 18 - Cenários para compensação de RL, com base na classificação das sub-bacias nível 2, e considerando os possíveis efeitos que a compensação de RL traz quando o imóvel/UC que recebe a reserva legal está localizado em uma sub-bacia diferente daquela do imóvel que tem a RL desonerada. 87

Figura 19- Mapa das Unidades de Conservação federais prioritárias para participarem do mecanismos de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica 92

Figura 20- Mapa das áreas prioritárias para serem recuperadas ou protegidas por meio do mecanismo de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica, com base nas áreas prioritárias para conservação do Ministério do Meio Ambiente e na classificação das sub-bacias nível 2 93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Total desmatado e taxa de desmatamento anual da Mata Atlântica entre 1985 e 2012, em hectares (ha). 13

Tabela 2 - Remanescentes do Bioma Mata Atlântica nos estados entre 2011 e 2012.... 15

Tabela 3 – Consolidado das Unidades de Conservação do Brasil. 25

Tabela 4 - Classificação das categorias de Unidades de Conservação de acordo com a caracterização de posse e domínio público de suas áreas definidas na Lei do SNUC: PI (Proteção Integral) e US (Uso Sustentável). 32

Tabela 5 - Dados vetoriais utilizados, informando nome, tipo de dado, fonte, ano e escala. 58

Tabela 6 - Métricas da paisagem calculadas para os fragmentos da classe mata na área de estudo. 62

Tabela 7 - Média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis analisadas considerando todas as sub-bacias nível 2 da área de estudo..... 67

Tabela 8- Unidades de Conservação federais indicadas como prioritárias para adoção do mecanismo de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica e classificadas por UF 89

1. INTRODUÇÃO

O Brasil tem seis biomas terrestres, os quais comportam um grande número de ecossistemas. Toda essa diversidade também é refletida em uma enorme variedade de espécies da fauna e flora. Essa biodiversidade traz diversas vantagens ao Brasil, ao mesmo tempo em que traz uma enorme responsabilidade, pois faz com que alguns de nossos biomas, devido suas características de grande endemismo e pressão antrópica, estejam entre as áreas mais importantes do mundo para as ações de conservação (Myers *et al*. 2000; MMA 2011).

De acordo com relatório do Panorama da Biodiversidade Global 3 (SCDB, 2010), a meta acordada pelos governos do mundo em 2002 de "atingir até 2010 uma redução significativa da taxa atual de perda da biodiversidade em níveis global, regional e nacional como uma contribuição para a diminuição da pobreza e para o benefício de toda a vida na Terra" não foi alcançada. Ao contrário, existem múltiplas indicações de contínuo declínio da biodiversidade.

Entre os biomas brasileiros, o mais ameaçado é a Mata Atlântica, exigindo que se adotem ações específicas para a conservação do que ainda resta deste importante bioma. As áreas bem conservadas e grandes o suficiente para garantir a manutenção da biodiversidade não chegam a 15% da cobertura existente no início do século XVI, antes da colonização portuguesa. Além de reduzidos, estes remanescentes estão fragmentados e não se distribuem uniformemente ao longo do território, o que compromete a perpetuidade de um grande número de espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção, além de trazer consequências negativas para a população humana (Campanili & Schaffer 2010).

De acordo com o 4º Relatório Nacional para a Conservação Sobre a Diversidade Biológica (MMA 2011), os remanescentes do Bioma Mata Atlântica continuam

sofrendo forte pressão e intervenção humana sobre a vegetação nativa, resultando em alto grau de fragmentação da floresta e baixas taxas de regeneração natural.

Estes processos de fragmentação merecem atenção especial. A fragmentação se caracteriza quando se observam pequenas parcelas de ecossistemas naturais com certo grau de isolamento, em uma matriz com predominância de outras formas de uso da terra. A fragmentação acarreta: a redução da qualidade do habitat na paisagem; o aumento no número de parcelas do habitat; a redução de tamanho das parcelas dos habitats restantes na paisagem; e o aumento no isolamento dos fragmentos (Fahrig 2003).

Estes efeitos da fragmentação alteram fenômenos e processos ecológicos e biológicos, levando à diminuição da biodiversidade e à simplificação de sistemas ecológicos e, consequentemente, à perda de diversos serviços ambientais (Rambaldi & Oliveira 2003), trazendo também prejuízos ao estilo de vida de populações tradicionais com suas características históricas e culturais, comprometendo oportunidades de desenvolvimento local, investigação científica, educação, recreação, turismo, arte, entre várias outras oportunidades. Todos estes efeitos são percebidos no Bioma Mata Atlântica e vêm se intensificando.

Uma maneira de diminuir estes efeitos consiste na criação de áreas protegidas, que são espaços onde o uso humano, em diferentes níveis e com diferentes propósitos, é legalmente ordenado. São exemplos de áreas protegidas no Brasil as Áreas de Preservação Permanente (APP), as Reservas Legais (RL) e as Unidades de Conservação (UCs). Os dois primeiros exemplos são de responsabilidade do proprietário da área, cabendo ao Estado fiscalizar sua existência e manutenção. Já as UCs dependem de ato do poder público para sua criação e, com exceção das Reservas Particulares do

Patrimônio Natural, também devem ser geridas pelo Estado, que em alguns casos pode fazer essa gestão de maneira compartilhada.

Os pilares jurídicos para a criação e manutenção destas áreas protegidas são: (i) A Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/81); (ii) O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Lei 9.985/2000); (iii) O Código Florestal (Lei 12.651/2012). Porém, a efetiva implementação destas áreas é complexa e depende de uma série de fatores.

Para implementação das Unidades de Conservação é preciso promover a consolidação territorial destas áreas, mas isso muitas vezes não acontece, por uma serie de motivos como falta de recursos financeiros, insegurança jurídica, falta de procedimentos administrativos eficientes, pouca vontade política, entre muitos outros. Um exemplo é o mais antigo Parque Nacional, do Itatiaia, que foi criado na década de 30 e ainda não concluiu sua consolidação territorial, o que acarreta uma série de problemas para esta Unidade de Conservação (Brasil 2014).

Ao mesmo tempo, a maioria das propriedades rurais brasileiras acumula um grande passivo em relação à manutenção das APP e RL (Sparovek *et al*. 2011; Soares-Filho 2013).

A Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal), define uma alternativa para solução parcial dos dois problemas apresentados, pois permite que o proprietário que tem sua Reserva Legal em extensão menor que a definida na lei possa regularizar sua situação, doando ao poder público uma área adquirida, de igual extensão, situada no interior de uma Unidade de Conservação que deva ser de domínio público e que ainda esteja pendente de regularização fundiária, contribuindo para sua consolidação territorial.

Para isso, o código florestal utiliza alguns critérios, como a equivalência de áreas, pertencimento ao mesmo bioma e, quando fora do Estado, estar localizada em áreas identificadas como prioritárias pela União ou pelos Estados. Esta priorização deverá favorecer a recuperação de bacias hidrográficas excessivamente desmatadas, a criação de corredores ecológicos, a conservação de grandes áreas protegidas, entre outros.

Este trabalho teve como objetivo geral verificar a viabilidade do procedimento de compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais do Bioma Mata Atlântica. Para isso os objetivos específicos foram: (i) comparar e agrupar as sub-bacias do bioma a quanto a características como estrutura da paisagem, grau de antropização e extensão total de áreas protegidas; (ii) Evidenciar aspectos negativos e positivos da compensação de reserva ; (iii) Identificar áreas e Unidades de Conservação prioritárias para participar do mecanismo de compensação de Reserva Legal.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Definição do Bioma Mata Atlântica

Bioma corresponde a uma área do espaço geográfico que apresenta certo tipo de uniformidade ambiental que lhe confere estrutura e funcionalidade peculiares, caracterizados principalmente pelo clima e vegetação, mas também pelas características do solo e altitude. Tal uniformidade, entretanto, não deve ser confundida com homogeneidade (Mather & Yoshioka 1968; Walter 1986; Prentice *et al*. 1992; Coutinho 2006) .

Conforme IBGE (2004), bioma é o conjunto de vida (vegetal e animal) definida pelo agrupamento de tipos de vegetação contíguos e identificáveis em escala regional, com condições geoclimáticas similares e história compartilhada de mudanças, resultando em uma diversidade biológica própria.

Assim, quando se utiliza a expressão Bioma Mata Atlântica, ou, simplesmente Mata Atlântica, estamos nos referindo a um conjunto de formações florestais, cada qual associada a um conjunto de fauna e condições abióticas próprias, com histórico de uso e ocupação similar.

A Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006 (Lei da Mata Atlântica), que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa da Mata Atlântica traz a seguinte caracterização para este bioma:

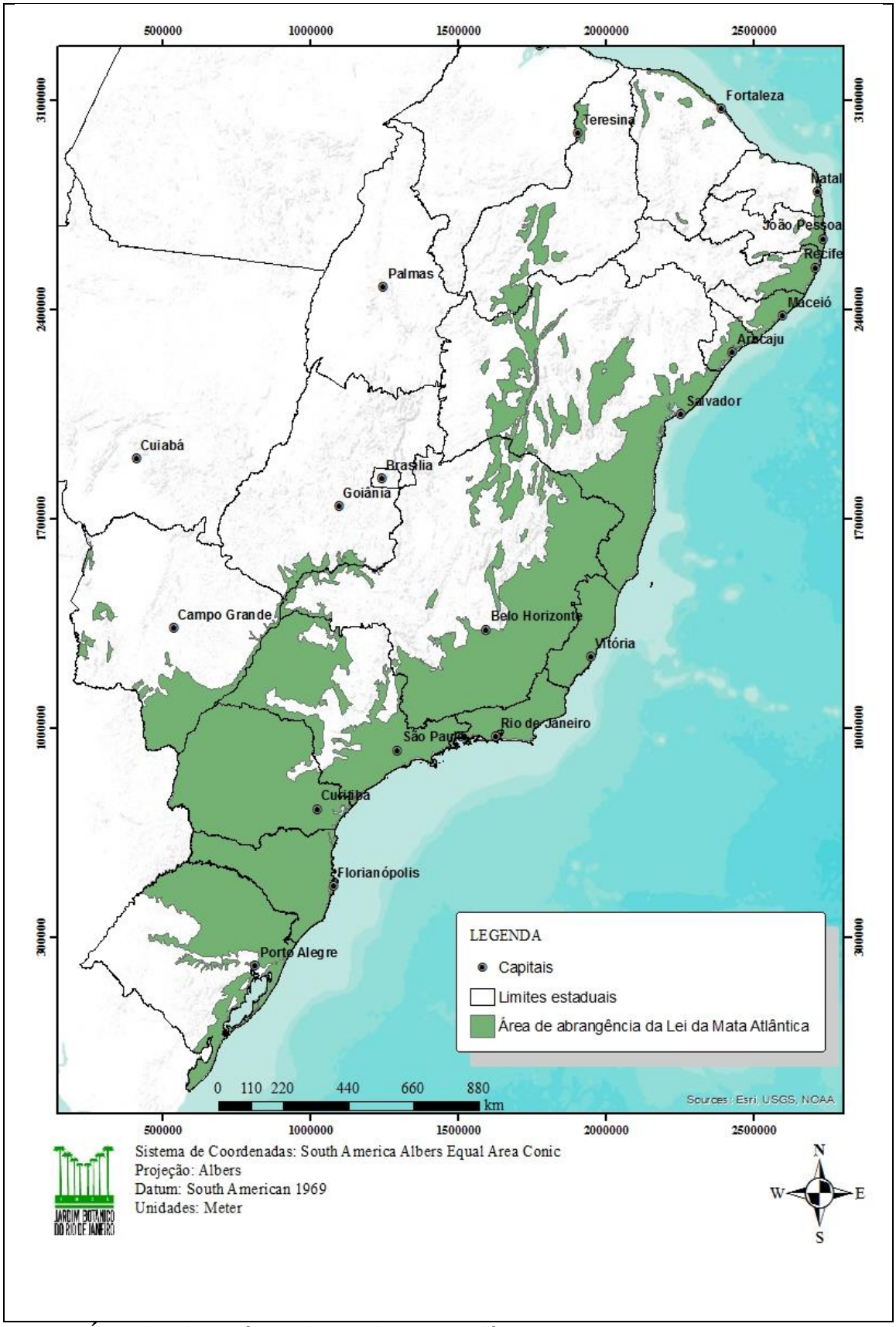
> *"Art. 2º Para os efeitos desta Lei, consideram-se integrantes do Bioma Mata Atlântica as seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados, com as respectivas delimitações estabelecidas em mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, conforme regulamento: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila*

> *Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; e Floresta Estacional Decidual, bem como os manguezais, as vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encraves florestais do Nordeste."*

Já o Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008, que regulamenta a Lei da Mata Atlântica, detalha esta descrição:

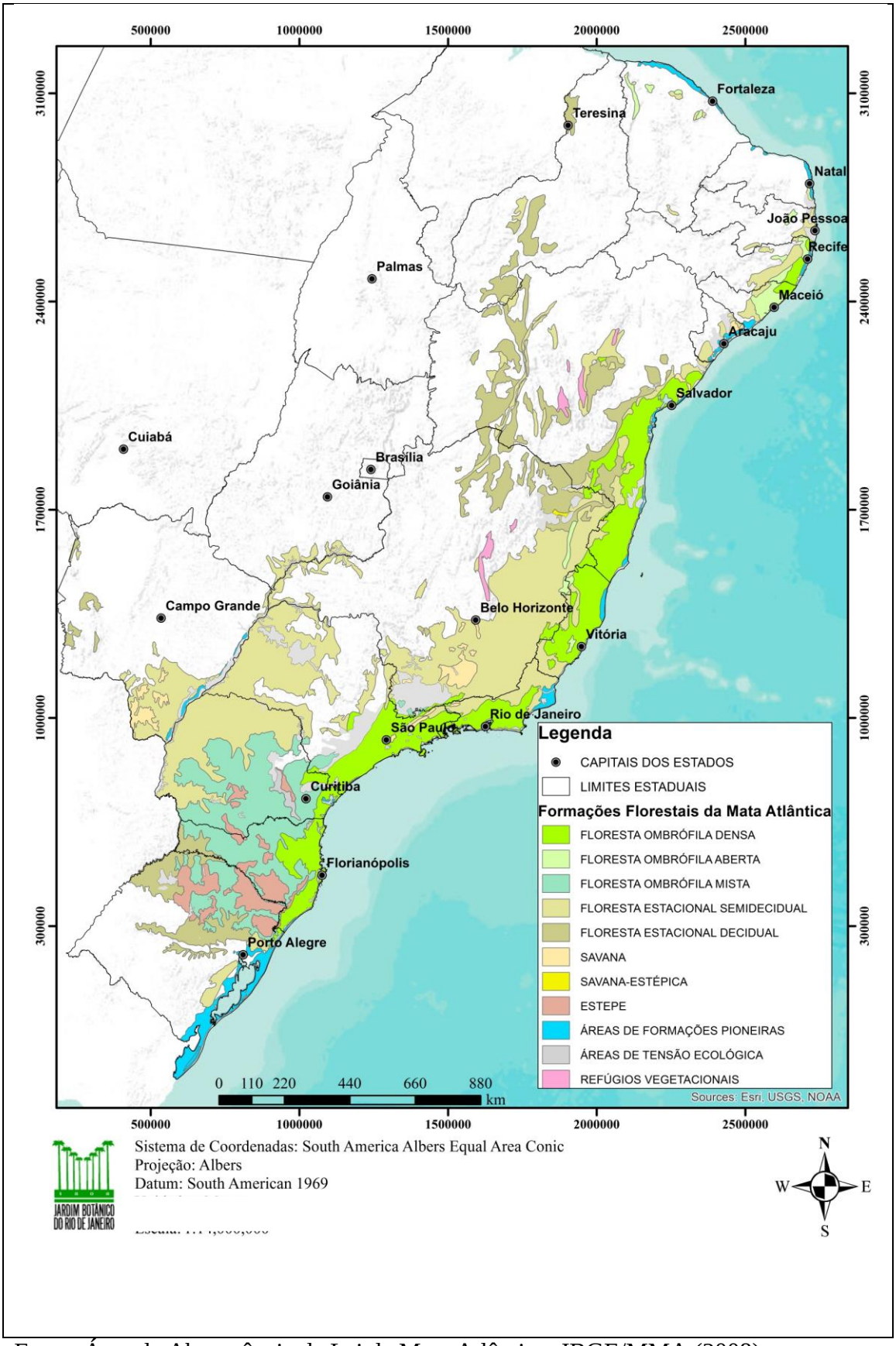
> *"Art. 1º O mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, previsto no art. 2º da Lei nº. 11.428, de 22 de dezembro de 2006, contempla a configuração original das seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual; campos de altitude; áreas das formações pioneiras, conhecidas como manguezais, restingas, campos salinos e áreas aluviais; refúgios vegetacionais; áreas de tensão ecológica; brejos interioranos e encraves florestais, representados por disjunções de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual; áreas de estepe, savana e savana-estépica; e vegetação nativa das ilhas costeiras e oceânicas."*

A Figura 1apresenta a abrangência do Bioma Mata Atlântica definida pelo IBGE, conforme previsto no art. 2º da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Já a Figura 2 localiza as diferentes formações florestais do Bioma Mata Atlântica.



Fonte: Área de Abrangência da Lei da Mata Atlântica- IBGE/MMA (2008)

Figura 1- Mapa da área de abrangência do Bioma Mata Atlântica conforme previsto no art. 2o da Lei no 11.428, de 22/12/ 2006.



Fonte: Área de Abrangência da Lei da Mata Atlântica- IBGE/MMA (2008).

Figura 2 - Mapa das formações florestais do Bioma Mata Atlântica.

2.2. Atual cobertura florestal do Bioma Mata Atlântica e sua importância global

A Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) têm um convênio para produzir e publicar periodicamente o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. A primeira edição deste atlas foi lançada em 1990. Desde então foi atualizado rotineiramente por períodos de 5 anos e, a partir de 2005, em períodos de menor tempo, entre 2005 e 2008, 2008 e 2010, e 2010 a 2012.

O primeiro mapeamento, publicado em 1990, foi realizado na escala 1:1.000.000 e tornou-se uma referência para a pesquisa científica relacionada ao tema. Em 1993 foi concluído um novo mapeamento, referente a período entre 1985 e 1990, na escala 1:250.000. Já em 2002 foi lançado o Atlas em escala 1:50.000, o qual compreendeu o período de 1995 a 2000. Esta fase teve como grande inovação a interpretação visual realizada sobre imagens dos sensores Thematic Mapper (TM) e Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) dos satélites Landsat 5 e Landsat 7, respectivamente, o que permitiu a identificação de fragmentos florestais, de desflorestamentos ou de regiões em regeneração com áreas superiores a 10 hectares. Em 2007 foram divulgados os dados referentes ao período de 2000 a 2005, e em 2009, os dados do período de 2005 a 2008. Esta fase manteve a escala 1:50.000, mas passou a identificar áreas acima de 3 hectares sobre as imagens dos sensores CCD do satélite sino-brasileiro CBERS-2 (CCD/CBERS-2) e TM/Landsat 5 do ano de 2005, incluindo ainda a utilização de imagens TM/Landsat 5 de 2008 (SOS Mata Atlântica & INPE 2013).

A versão atual do Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica refere-se ao período de 2011 e 2012 e abrange todos os limites do Bioma nos 17 estados de sua ocorrência. A principal referência para atualização do período 2011 a 2012 foram as imagens orbitais do sensor LISS III, a bordo do RESOURCESAT-1. As imagens foram

selecionadas principalmente no segundo semestre de 2012 e serviram de base para a comparação com as imagens TM/Landsat5 e RESOURCESAT LISS III do segundo semestre de 2011, utilizados na versão anterior do Atlas (SOS Mata Atlântica & INPE 2013).

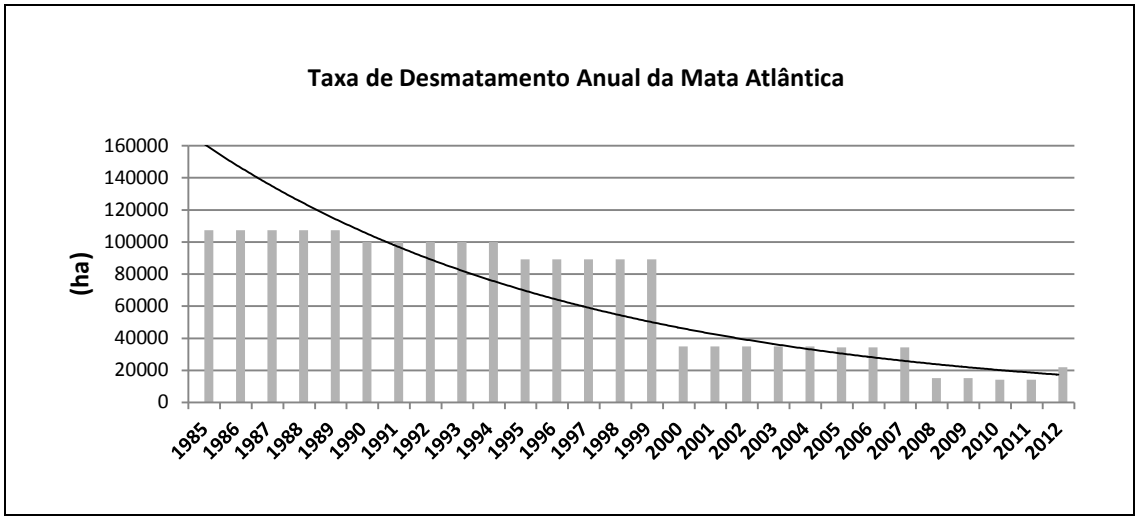
Da área total de 130.973.638 hectares do Mapa da Área de Aplicação da Lei da Mata Atlântica, 81% foi avaliado no período, 7% foi parcialmente avaliado por conta de imagens parcialmente cobertas por nuvens e 12% não foi possível avaliar pela indisponibilidade de imagens (SOS Mata Atlântica & INPE 2013).

Desde o início do monitoramento da Mata Atlântica com as ferramentas de sensoriamento remoto descritas até então, observou-se uma queda constante na taxa de desflorestamento do bioma, com exceção da última avaliação, que apresentou um aumento na taxa de desflorestamento quando comparado com o resultado obtido entre 2010 e 2011, como pode ser verificado na Tabela 1e Figura 3. No entanto, é preciso considerar que estes mapeamentos foram realizados em diferentes escalas para as diferentes versões do Atlas da Mata Atlântica, logo, a análise da evolução temporal do desmatamento na Mata Atlântica deve ser feita de maneira cautelosa.

Tabela 1 – Total desmatado e taxa de desmatamento anual da Mata Atlântica entre 1985 e 2012, em hectares (ha).

Desmatamento Observado	Total Desmatado (ha)	Intervalo (anos)	Taxa anual (ha)
Período de 2011 a 2012	21.977	1	21.977
Período de 2010 a 2011	14.090	1	14.090
Período de 2008 a 2010	30.366	2	15.183
Período de 2005 a 2008	102.938	3	34.313
Período de 2000 a 2005	174.828	5	34.966
Período de 1995 a 2000	445.952	5	89.190
Período de 1990 a 1995	500.317	5	100.063
Período de 1985 a 1990	536.480	5	107.296

Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica, INPE (2013)



Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica, INPE (2013)

Figura 3 - Taxa de desmatamento anual da Mata Atlântica entre 1985 e 2012.

A legenda do mapeamento dos remanescentes da Mata Atlântica apresenta as seguintes categorias: (i) Formações florestais, caracterizada pelas florestas naturais equivalentes às matas primárias e secundárias em estágios inicial, médio e avançado de regeneração; (ii) Restingas; (iii) Manguezais; (iv) Áreas Naturais não Florestais incluindo refúgios vegetacionais do mapa 1:5.000.000 do IBGE do estado de Minas Gerais, áreas de campos naturais de altitude que ocorrem no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná, áreas de formações pioneiras (várzeas) e dunas. A Tabela 2 apresenta a área de extensão da Mata Atlântica para cada um dos estados de ocorrência do Bioma, a porcentagem que o mesmo ocupa no estado, assim como área de seus remanescentes.

Considerando a área de abrangência da Mata Atlântica, 130.973.638 ha, pode-se destacar que alguns estados como Espírito Santo, Rio de Janeiro, Paraná e Santa Catarina tem mais de 99% de seu território inserido no Bioma Mata Atlântica, enquanto estados como Alagoas, São Paulo e Rio Grande do Sul tem mais que 50% de seu território neste bioma. Sergipe, Bahia e Minas Gerais são estados em que o Bioma Mata Atlântica também ocupa uma porção considerável de seus territórios, mas este não é o bioma predominante.

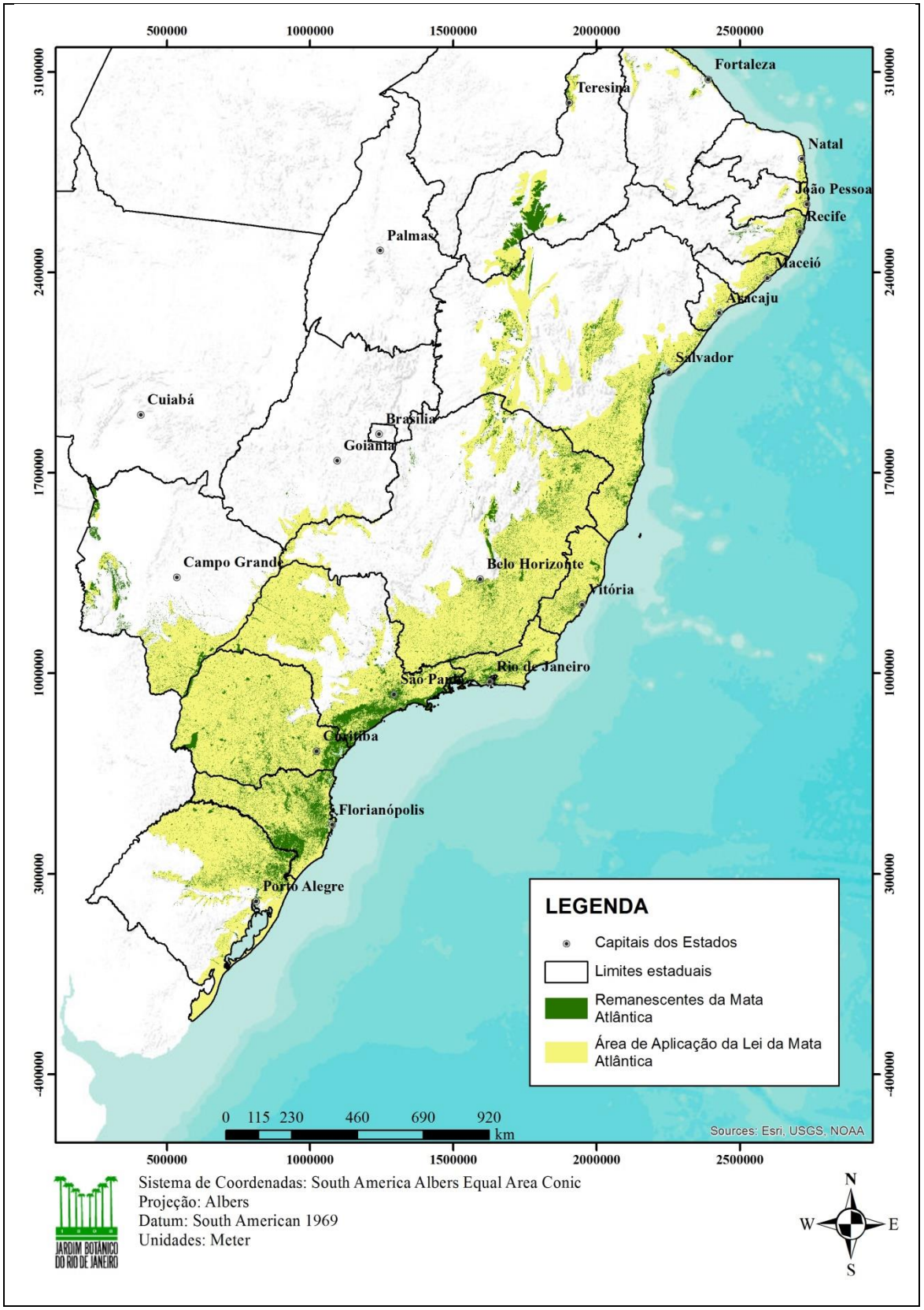
Tabela 2 - Remanescentes do Bioma Mata Atlântica nos estados entre 2011 e 2012.

UF	Área da Mata Atlântica (ha)	% da Mata Atlântica	Formações florestais 2012 (ha)	Mangue 2012 (ha)	Restinga 2012 (ha)	Vegetação natural não florestal (ha)	Total dos remanescentes naturais (ha)	% Total
AL	1.524.163	55%	141.262	4.355	2.704	165	148.486	9,7%
BA	17.976.964	32%	2.068.468	61.478	57.349	36.3	2.223.595	12,4%
CE	865.24	6%	45.544	14.644	26.161		86.349	10,0%
ES	4.607.108	100%	482.761	7.443	25.569	14.277	530.05	11,5%
GO	1.189.787	3%	29.027			3.201	32.227	2,7%
MG	27.623.397	47%	2.869.256			330.122	3.199.378	11,6%
MS	6.377.963	18%	686.132			201.606	887.737	13,9%
PB	597.98	11%	48.296	11.113			59.409	9,9%
PE	1.688.361	17%	164.275	11.884		278	176.437	10,5%
PI	2.662.017	11%	924.046	3.431	18.342	8.295	954.113	35,8%
PR	19.639.352	99%	2.324.370	33.422	100.335	106.373	2.564.501	13,1%
RJ	4.371.498	100%	814.935	10.517	41.585	4.814	871.851	19,9%
RN	350.78	7%	14.515	6.914	10.714		32.143	9,2%
RS	13.836.988	51%	1.092.714		2.478	480.52	1.575.712	11,4%
SC	9.571.782	100%	2.223.281	11.901	77.336	547.397	2.859.915	29,9%
SE	1.018.955	47%	69.854	22.959	1.808	279	94.901	9,3%
SP	17.071.302	69%	2.375.211	24.891	206.308	47.847	2.654.257	15,5%
Total	**130.973.638**		**16.373.946**	**224.954**	**570.69**	**1.781.472**	**18.951.062**	**14,5%**

Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica, INPE (2013)

De toda área de abrangência da Mata Atlântica restam 14,5% de remanescentes naturais (18.951.061 ha). Destes, 12,5% (16.373.947 ha) referem-se à categoria formações florestais, enquanto que 0,2% (224.952 ha) aos manguezais, 0,4% (570.689 ha) à vegetação de restinga e 1,4% (1.781.474 ha) refere-se às áreas naturais não florestais.

Em todos os estados brasileiros a área de remanescentes naturais da Mata Atlântica é pequena, mas em alguns estados a situação é mais grave que em outros, como Goiás, Rio Grande do Norte, Sergipe, Alagoas, Paraíba e Ceará, todos estes com menos de 10% de remanescentes de Mata Atlântica. A Figura 4 apresenta o mapa dos remanescentes da Mata Atlântica.



Fonte: Remanescentes da Mata Atlântica- SOS Mata Atlântica/INPE/2012

Figura 4- Mapa dos remanescentes do Bioma Mata Atlântica

Mesmo tendo restado pouco da cobertura florestal do Bioma Mata Atlântica, a relevância desta área para a conservação da biodiversidade é muito alta. Myers *et al.* (2000), ao buscarem priorizar áreas para conservação em uma escala global, identificaram os *biodiversity hotspots*, que são locais com alto endemismo de espécies e grande perda de habitat. Para definir estas áreas foram identificados aqueles locais em que, no mínimo, 0,5% das espécies de plantas vasculares do mundo são endêmicas e que já perderam mais de 70% da cobertura vegetal nativa. Neste trabalho foram definidos 25 *biodiversity hotspots* mundiais, dos quais dois localizam-se no Brasil, a Mata Atlântica e o Cerrado.

Desde então os dados e a metodologia para definição dos *hotspots* passou por revisões e atualizações, sendo que hoje são identificados 35 hotspots no mundo, tendo sido mantidos os dois *hotspots* no Brasil. É importante destacar que desde o trabalho de Myers *et al.* (2000), e até hoje, os *hotspots* são classificados pela sua importância e o Bioma Mata Atlântica está classificado entre os cinco *hotspots* mais importante do mundo (Myers *et al.* 2000; Mittermeier *et al*. 2005; CI 2015).

2.3. Breve histórico de uso e ocupação da Mata Atlântica

Para compreender as características da cobertura florestal encontrada hoje na área de extensão da Mata Atlântica é preciso entender quais pressões este bioma sofreu ao longo de sua história, principalmente aquelas relacionadas à ação humana. Esta perspectiva histórica da Mata Atlântica permite avaliar a forma como o bioma vem sendo manejado, quais foram as políticas públicas e os ciclos econômicos que influenciaram a forma e o ritmo da devastação da Mata Atlântica nos últimos séculos e as pressões sociais contra e a favor desta destruição.

O último período glacial marcou a transição entre o Pleistoceno e o Holoceno, (25 a 18 mil anos atrás). Após esse período e há não menos de 12 mil anos, as geleiras sul-americanas se contraíram até os picos mais elevados dos Andes e neste mesmo tempo geológico a Mata Atlântica se expandiu até ocupar suas fronteiras históricas. Essa expansão coincide com a o período em que o homem chegou às planícies sul-americanas (Dean 1996).

Logo após a chegada do homem na América do Sul o ambiente começa a ser antropizado. Uma das teorias que procura explicar a extinção da megafauna do final do quaternário associa este fenômeno com a ação antrópica (Diniz-Filho 2004; Sandom *et al*. 2014), o que seria o primeiro grande impacto humano sobre o Bioma Mata Atlântica, uma vez que o desaparecimento da megafauna, por si só, já traz grandes mudanças ambientais. Quando se associa este fenômeno ao uso extensivo do fogo como técnica de caça é possível supor que o resultado da ação destas primeiras populações na América pode ter alterado grandes extensões do Bioma Mata Atlântica, principalmente nas áreas limítrofes entre o Bioma Mata Atlântica e o Bioma Cerrado.

Com o declínio dos grandes animais de caça, alguns grupos passaram a ocupar as baixadas do continente, período conhecido como era dos sambaquis, caracterizado pela exploração de recursos alimentares como ostras, mariscos e mexilhões presos às árvores dos manguezais, prática que teve início há 8 mil anos e se manteve viável por aproximadamente 7 mil anos. Durante a era dos sambaquis, as populações montanhesas na região da Mata Atlântica persistiram na caça e na coleta (Dean 1996). Todos estes anos de exploração humana sobre as espécies da fauna e flora da Mata Atlântica pode ter causado, de maneira gradual e contínua, mudanças ambientais e a extinção de muitas espécies.

Evidências do emprego da agricultura no bioma da Mata Atlântica remontam há mais de 3000 anos (Tenório, 1999), sendo que a técnica agrícola utilizada era da coivara, que leva a resultantes ecológicas distintas e condicionam o processo de regeneração das florestas, de modo que a cada uso superposto no tempo podem ser esperadas distintas resultantes ecológicas, haja vista que usos do solo diferenciados podem gerar distintas manifestações florísticas no processo sucessional ao longo do tempo. Assim, por conta de usos anteriores, grande parte da paisagem dos remanescentes da Mata Atlântica é formada por paleoterritórios que evidenciam, no presente, os efeitos cumulativos de atividades humanas em diferentes épocas. Logo, parte das florestas hoje consideradas "intocadas" podem ter passado por diversos ciclos de corte e regeneração (Dean 1996; Tenório 1999; Oliveira 2007).

A segunda leva de invasores humanos na Mata Atlântica tem início em 22 de abril de 1500, com a chegada dos navegantes portugueses ao Brasil. Neste período tem início a exploração comercial do pau-brasil (*Caesalpinia echinata),* que em apenas um século pode ter retirado 12 mil toneladas desta árvore, afetando, conforme estimativa, 6.000 km^2 da Mata Atlântica. (Dean 1996; Campanili & Schaffer 2010).

No assentamento de São Vicente ocorreu a introdução de uma grande variedade de espécies domesticadas pelos europeus, entre estas a cana-de-açúcar, que passou a ser produzida no esquema de monocultura extensiva e escravagista. Pode-se calcular que até 1700, os campos de cana teriam eliminado aproximadamente 1.000 km^2 da Mata Atlântica, além dos 1.200 km^2 para produção de lenha. Estas atividades, juntamente com a criação de gado e a fabricação de tijolos e telhas, impediam a regeneração da floresta (Dean 1996; Campanili & Schaffer 2010).

O terceiro século da invasão europeia na Mata Atlântica reduziu consideravelmente sua extensão. A mineração, a lavoura e a engorda de gado no sudeste

podem ter eliminado, durante o século XVIII, outros 30.000 km^2 (Dean 1996; Campanili & Schaffer 2010).

Também durante os primeiros séculos de colonização, a criação de gado na região nordeste foi responsável pela ampla destruição das florestas nordestinas, devido à implantação de pastagem e a necessidade de acesso à água (Câmara 2005).

Após a independência do Brasil, o novo império formado sofria pressões diversas e via-se obrigado a atender grupos sociais distintos. Entre estes grupos estava o dos grandes proprietários de terra, que defendiam interesses que foram extremamente prejudiciais à Mata Atlântica, tais como: (i) o tráfico de escravos africanos, que levava a um sistema agrícola que desrespeitava a vida humana, de baixa produção e que necessitava de constante abertura de novas áreas para agricultura devido o manejo inadequado da terra; (ii) a manutenção dos mecanismos jurídicos que garantiam que o governo concedesse gratuitamente terras públicas, o que diminuía o valor comercial da terra, sendo mais vantajosa a abertura de novas áreas a manter as fazendas já implantadas; (iii) a retirada das populações indígenas de suas novas propriedades e seu recrutamento forçado para formar força de trabalho como auxiliares ou escravos; e (iv) o fim da legislação florestal imposta desde o início da colonização, mesmo que essas leis fossem pouco fiscalizadas e fáceis de burlar (Dean 1996).

No final do século XVIII existe uma retomada das plantações de cana-de-açúcar, sendo que em 1800 o Brasil vendeu cerca de 24 mil toneladas de açúcar, podendo ter chegado a 30 mil toneladas em 1850. Esses 150 anos de produção de açúcar foram responsáveis pela remoção de amplas áreas de floresta, que eram derrubadas para plantação e produção de lenha como combustível para os tanques de fervura (Dean 1996; Câmara 2005; Campanili & Schaffer 2010).

No século XIX surge outra cultura que caracterizaria o ciclo econômico daquele século: o café. O agravante das culturas de café é que se acreditava que o mesmo tinha que ser plantado em solo coberto por florestas primárias. Estas plantações, em geral, eram de baixa densidade e produtividade, e utilizavam o fogo na implantação das culturas, o que degradava áreas muito maiores que o necessário. Estima-se que o primeiro século de produção cafeeira tenha derrubado 7200 km^2 de floresta primária. O ciclo econômico do café também causou diversos outros fenômenos sociais, econômicos e fundiários, os quais também resultaram em grande pressão sobre a Mata Atlântica e no desmatamento de muitas áreas (Dean 1996; Campanili & Schaffer 2010).

Na primeira metade do século XX a população residente na região da Mata Atlântica cresceu de maneira acelerada, acompanhada da urbanização e industrialização de algumas regiões. Todas essas mudanças aumentaram de maneira significativa o desmatamento, ao mesmo tempo em que transformavam os recursos energéticos e florestais em valiosos estoques de mercadoria, uma vez que tanto a população das cidades como as indústrias e ferrovias consumiam quantidades significativas de lenha ou madeira. Além disso, aquelas áreas que não tinham sido desmatadas sofriam grande pressão de caça e extração seletiva de madeira (Dean 1996; Câmara 2005; Campanili & Schaffer 2010).

Após a segunda guerra mundial, no período compreendido entre 1950 e 1970, as políticas públicas brasileiras se voltaram ao desenvolvimento econômico, estimulando a acumulação de capital e industrialização, que expandia consideravelmente a variedade de indústria existente até então. Quase todas as transformações físicas e econômicas decorrentes destas ações se concentraram na Mata Atlântica, principalmente na região compreendida entre as cidades de São Paulo, Belo Horizonte e Rio de Janeiro (Dean 1996). Como exemplo, neste período, a indústria de madeira eliminou uma grande parte

das matas de araucária nos estados do sul do Brasil para fornecer madeira para construção civil nas cidades que tinham crescimento acelerado (Câmara 2005).

Durante a década de 70, o modelo de desenvolvimento econômico acelerado atingiu o clímax, o que levou a uma crise econômica e uma série de desastres ambientais (Dean 1996). Neste período, devido à crise do petróleo, amplas áreas de floresta da Mata Atlântica foram convertidas em plantações extensivas de cana-de-açúcar para produção de álcool combustível, principalmente no interior de São Paulo e nos remanescentes florestais do nordeste. Também neste período grandes áreas de florestas foram substituídas por plantações homogêneas de pinheiros exóticos e eucaliptos (Dean 1996; Câmara 2005).

Os remanescentes de Mata Atlântica continuam sob forte pressão antrópica até os dias de hoje, devido uma série de fatores, dos quais podemos destacar: (i) o desmatamento, que ainda persiste, mesmo que em um ritmo muito mais lento que no passado; (ii) os projetos de manejo florestal de espécies ameaçadas de extinção, ou madeireiro, sem uma base técnico-científica mínima para a sustentabilidade do manejo, (iii) grandes obras como hidroelétricas, parques industriais e estradas; (iv) práticas agrícolas insustentáveis; (v) aquicultura desordenada; (vi) caça; (vii) expansão urbana e especulação imobiliária; e (viii) poluição de diferentes tipos (Campanili & Prochnow, 2006; Campanili & Schaffer, 2010; MMA, 2011).

2.4. Surgimento das Unidades de Conservação em resposta a devastação

Em resposta a estas aceleradas modificações da Mata Atlântica, muitas sociedades científicas que surgiram no século XIX começaram a questionar os impactos ambientais causados pelas atividades econômicas ao longo do século, atribuindo ao

desmatamento o aumento das estações secas e elevação na temperatura. Neste período surgiram propostas para replantar e proteger matas.

Como exemplo, após a aquisição das áreas de proprietários particulares em 1861 foram instituídas pelo império as Florestas da Tijuca e das Paineiras, com intuito de preservar os recursos hídricos que abasteciam a cidade do Rio de Janeiro (Dean 1996). É possível que, pelos registros disponíveis, elas tenham sido as primeiras áreas protegidas do país (Medeiros 2005).

Neste mesmo período surge nos Estados Unidos uma concepção de proteção da natureza baseada na criação de espaços reservados, cujo uso seria controlado pelo poder público, que teve como marco histórico a criação do Parque Nacional de Yellowstone, em 1872. Essa concepção americana é considerado referência para as áreas protegidas modernas (Araujo 2007).

Rapidamente as ideias de criação de parques ganharam seus defensores no Brasil. O engenheiro civil, botânico, geólogo e abolicionista André Rebouças sugeriu em 1876 a criação de duas áreas protegidas: a ilha do Bananal, no rio Araguaia; e as Sete Quedas, no rio Paraná. Contudo, a conjuntura social e econômica da época não permitiram a criação destas áreas (Rylands & Brandon 2005; Araujo 2007).

Em 1896 foi criado em São Paulo um órgão denominado Comissão Geológica e Geográfica, ao qual foi vinculada a seção Botânica, que foi instalada nas matas da Serra da Cantareira. Assim, foi criada a Reserva Florestal de São Paulo, hoje denominada Parque Estadual Alberto Löefgren (Dean 1996; Medeiros 2005), que pode ser considerada a terceira área protegida do Brasil.

Em 1912, Luís Felipe Gonzaga de Campos preparou um mapa sobre os ecossistemas brasileiros, o qual resultou na criação da Reserva Florestal do Território do

Acre, que teria sido a primeira área protegida sob gestão federal, mas esta área nunca foi implementada (Rylands & Brandon 2005).

Um ano depois, por influência do botânico Alberto Löefgren e do naturalista José Hubmayer, foi iniciado um movimento para criação do Parque Nacional de Itatiaia. No ano de 1929 foi criada a Estação Biológica de Itatiaia, subordinada ao Jardim Botânico do Rio de Janeiro (Barros, 2003).

Mas foi apenas com o primeiro Código Florestal (Decreto nº 23.793, de 1934) que se estabeleceu um marco legal adequado para criação das Unidades de Conservação no Brasil (Rylands & Brandon 2005; Bensusan 2014), pois definiu claramente tipologias de áreas a serem especialmente protegidas, através da definição de quatro categorias de florestas: protetoras, remanescentes, modelo e de rendimento. As Unidades de Conservação se encaixavam na categoria de florestas remanescentes (Medeiros 2005; Araujo 2007; Bensusan 2014).

Finalmente, em 1937, foi efetivada a criação do Parque Nacional do Itatiaia (Barros 2003), que é considerado por muitos como a primeira Unidade de Conservação do Brasil (Medeiros 2005). Dois anos depois foram criados mais dois parques, o Parque Nacional de Iguaçu, no Paraná, e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, no Rio de Janeiro (Bensusan 2014).

Após a criação destas primeiras áreas protegidas, foram criados mais seis parques e uma floresta nacional até o início da década de 60. Desde então a criação de Unidades de Conservação oscilou entre períodos com considerável aumento no número de unidades, como as décadas de 1980 e o período compreendido entre 2000 e 2010, e períodos com menor número de criações, como a primeira metade da década de 90 e o início desta década.

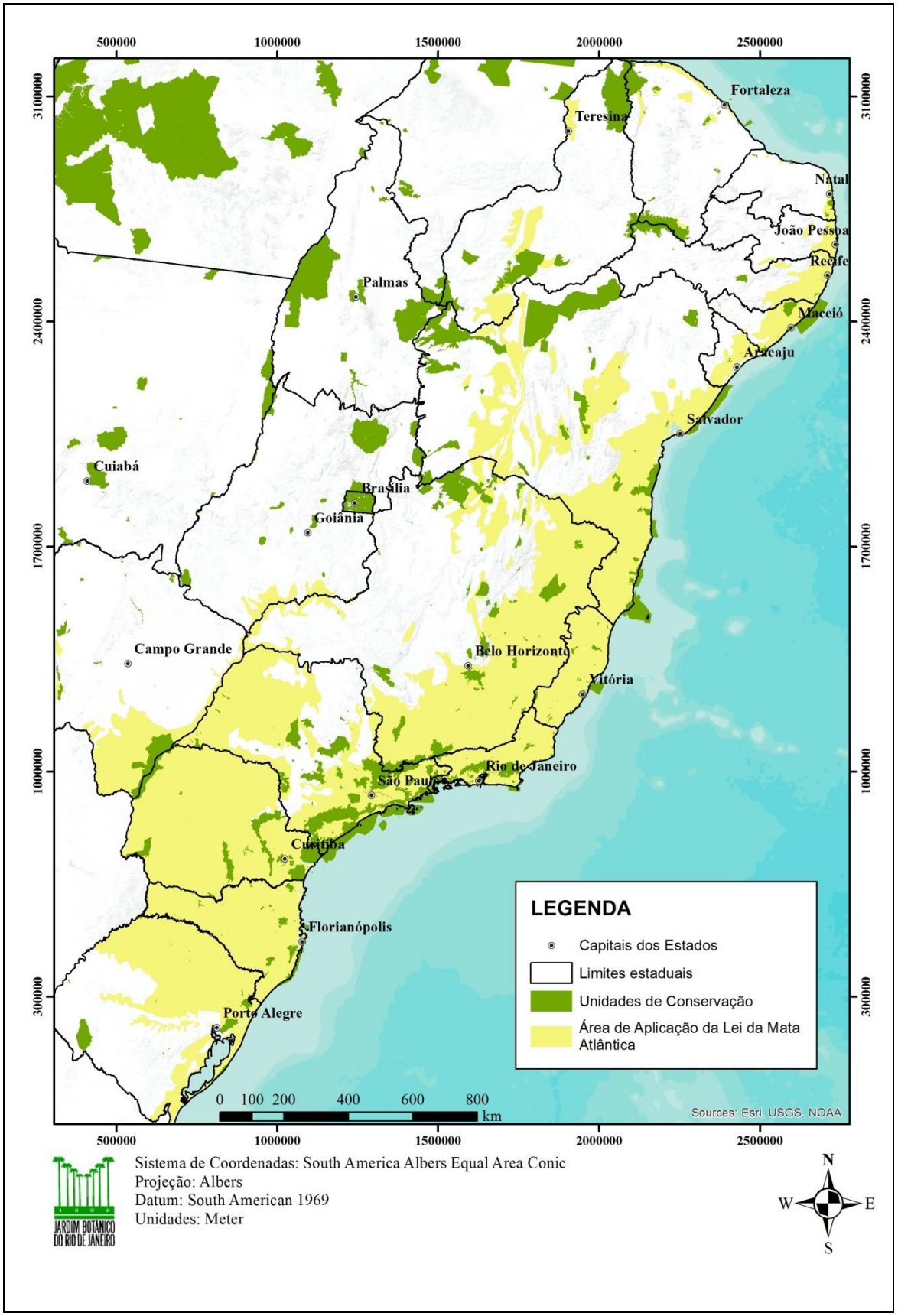
Hoje, de acordo com o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (MMA, 2015), existem no Brasil um total de 1940 Unidades de Conservação, totalizando uma área de 1.513.828 Km^2, considerando neste total as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) e todas as Unidades de Conservação instituídas nas três esferas da administração pública e observando as sobreposições. Um detalhamento destes dados é apresentado na Tabela 3. A Figura 5 apresenta a localização das Unidades de Conservação do Bioma Mata Atlântica. .

Tabela 3 – Consolidado das Unidades de Conservação do Brasil.

Tipo/Categoria	Esfera						Total	
	Federal		Estadual		Municipal			
	Nº	Área (km2)	Nº	Área (km2)	Nº	Área (km2)	Nº	Área (km2)
Proteção Integral								
Estação Ecológica	32	74.691	58	47.513	1	9	91	122.213
Monumento Natural	3	443	28	892	11	73	42	1.408
Parque	71	252.978	195	94.889	95	221	361	348.088
Refúgio da Vida Silvestre	7	2.017	24	1.729	1	22	32	3.768
Reserva Biológica	30	39.034	24	13.449	6	48	60	52.531
Total Proteção integral	**143**	**369.163**	**329**	**158.472**	**114**	**373**	**586**	**528.008**
Uso Sustentável								
Floresta	65	163.913	39	136.053	0	0	104	299.966
Reserva Extrativista	62	124.362	28	20.208	0	0	90	144.570
Reserva do Desenvolvimento Sustentável	2	1.026	29	110.090	5	176	36	111.292
Reserva de Fauna	0	0	0	0	0	0	0	0
Áreas de Proteção Ambiental	32	100.101	185	334.898	77	25922	294	460.921
Áreas de Relevante Interesse Ecológico	16	447	24	443	8	32	48	922
RPPN	634	4832	147	686	1	0	782	5518
Total Uso Sustentável	**811**	**394.681**	**452**	**602.378**	**91**	**26.130**	**1354**	**1.023.189**
Total Geral	**954**	**763.844**	**781**	**760.850**	**205**	**26.503**	**1940**	**155.1197**
Áreas considerando sobreposição mapeada		**758.733**		**755.661**		**26479**		**1.513.828**

Fonte: CNUC/MMA, atualizado em 17/2/2015

.



Fonte: Unidades de Conservação Federais- ICMBio/2013 e Unidades de Conservação Estaduais e Municipais- CNUC/MMA (2013)

Figura 5- Unidades de Conservação com destaque para área de aplicação da Lei da Mata Atlântica.

2.5. Entendendo as Unidades de Conservação e as áreas de Reserva Legal no contexto das áreas protegidas

O termo área protegida é definido pela Convenção Sobre Diversidade Biológica como uma área definida geograficamente que é destinada, regulamentada, e administrada para alcançar objetivos específicos de conservação (MMA 2002). Na definição da *International Union for Conservation of Nature* – IUCN, estas áreas também devem ser manejadas através de leis ou outras formas eficientes, focando a conservação em longo prazo associada aos serviços ecossistêmicos e valores culturais (Dudley & Stolton 2008).

O Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNAP (Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006) define em seus princípios que áreas protegidas são um dos instrumentos eficazes para a conservação da diversidade biológica e sociocultural, que todas as categorias de Unidades de Conservação e demais áreas protegidas são importantes e complementares e devem ter suas especificidades e restrições respeitadas, incluindo nesta definição as Terras Indígenas e os Territórios Quilombolas. Este Plano também reconhece que as Áreas de Preservação Permanente e as Reservas Legais são elementos integradores da paisagem e fundamentais para conservação da biodiversidade.

Assim, o legislador reconhece e valoriza as Unidades de Conservação, as Áreas de Preservação Permanente e as Reservas Legais como importantes estratégias para a conservação da biodiversidade, o que também pode ser observado na própria definição que o legislador atribui para estas áreas, como discutido a seguir.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação, instituído através da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, define que Unidades de Conservação são "espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com

características naturais relevantes, legalmente instituída pelo poder público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção".

O Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), define que Reserva Legal é a área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos da mesma Lei, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa.

A mesma Lei define que Áreas de Preservação Permanentes são áreas protegidas, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitando o fluxo gênico de fauna e flora, protegendo o solo para assegurar o bem-estar das populações humanas. São exemplos: (i) as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente; (ii) as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais; (iii) as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais; (iv) as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes; (v) as encostas ou partes destas com declividade superior a 45°; (vi) as restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues; (vii) os manguezais, em toda a sua extensão; (viii) as bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo; (ix) o topo de morros, montes, montanhas e serras; (x) áreas em altitude superior a 1.800 metros; e (xi) as veredas.

Considerando os objetivos específicos desta dissertação, não será realizada uma análise comparativa detalhada entre as Áreas de Preservação Permanente e as Unidades de Conservação ou Reservas Legais, mas é importante destacar o papel fundamental que

as APPs têm na conservação da biodiversidade e para manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Diante destas definições é possível traçar as diferenças e semelhanças entre as Unidades de Conservação e as Reservas Legais. Ambas tem objetivo de conservação e reabilitação dos processos ecológicos. Ao mesmo tempo, ambas são áreas em que os limites devem ser claramente definidos, no caso das Unidades de Conservação isso se dá através do memorial descritivo que consta no ato do poder público que a criou, e no caso da Reserva Legal deve ocorrer o averbamento da área na matrícula do imóvel rural caso não tenha sido registrada no Cadastro Ambiental Rural. A Reserva Legal tem a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, o que se assemelha com alguns dos objetivos das Unidades de Conservação do grupo de uso sustentável.

A administração e manejo das Reservas Legais são de responsabilidade de seus proprietários e posseiros, cabendo ao Estado fiscalizar sua existência, enquanto que a as Unidades de Conservação, com exceção das Reservas Particulares do Patrimônio Natural, devem ser geridas pelo Estado ou em parcerias estabelecidas.

Apenas as Unidades de Conservação devem ter características naturais relevantes, objetivos de conservação definidos e regime especial de administração. Para as Reservas Legais existem apenas considerações para sua localização dentro do imóvel rural, sendo elas, de acordo com o Código Florestal Brasileiro: o plano de bacia hidrográfica; o zoneamento ecológico-econômico; a formação de corredores ecológicos com outra Reserva Legal, com Áreas de Preservação Permanente, com Unidade de Conservação ou com outra área legalmente protegida; as áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade; e as áreas de maior fragilidade ambiental.

Pode-se considerar que as Unidades de Conservação, as Áreas de Preservação Permanente e as Reservas Legais são estratégias complementares e interdependentes. De um lado existem as Unidades de Conservação, que representam a única estratégia para a manutenção de um grande número de espécies, principalmente daquelas mais exigentes em termos ambientais, considerando a relação estabelecida entre o número de espécies e a área, detalhada na teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967), ao mesmo tempo em que servem como fonte para a recolonização e variabilidade genética para áreas adjacentes. Já as áreas de Reserva Legal e as Áreas de Preservação Permanente servem como conectoras para as Unidades de Conservação e oferecem uma série de serviços ambientais imprescindíveis em nível local e regional, além de também permitirem a manutenção da biodiversidade.

Assim, é melhor buscarmos garantir a diversidade de espécies em todo o bioma do que apenas nas Unidades de Conservação, e isso apenas será possível com as três estratégias de conservação funcionando de maneira conjunta. Entretanto, para que tudo isso ocorra é preciso que a Reserva Legal exista nos imóveis rurais, que as Unidades de Conservação sejam consolidadas e que as Áreas de Preservação Permanente estejam conservadas.

2.6. Consolidação territorial e regularização fundiária das Unidades de Conservação: entendendo o problema

2.6.1. O que é regularização fundiária das Unidades de Conservação?

A consolidação territorial deve ser uma das prioridades para a gestão de qualquer Unidade de Conservação recém-criada, pois a falta desta consolidação poderá gerar uma infinidade de problemas para o manejo adequado desta área, podendo, inclusive, impedir que os objetivos de conservação sejam realmente alcançados. Para

realizar a consolidação territorial de uma Unidade de Conservação, uma das principais ações é promover a regularização fundiária da mesma.

Azevedo (2002) sugere que a expressão regularização fundiária é oriunda do direito agrário:

> *"A regularização fundiária no sentido adotado pelo direito agrário consiste na definição das situações dominiais e possessórias de imóveis rurais situados em determinado espaço territorial. [...] No plano ambiental, a regularização fundiária consiste na solução das situações dominiais e possessórias não no sentido de reconhecê-las e mantê-las intocáveis, como acontece no direito agrário, mas com o objetivo de incorporar as terras ocupadas a justo título ou não ao patrimônio do órgão gestor da Unidade de Conservação".*

Mas a regularização fundiária de uma Unidade de Conservação não é simplesmente a incorporação ao patrimônio público daquelas áreas que, de acordo com a definição do SNUC, devem ser de domínio público. É sim o conjunto de ações voltadas ao alcance das condições fundiárias necessárias à realização dos objetivos básicos e específicos da UC, abrangendo desde a desapropriação e indenização das propriedades particulares até a cessão de direito real de uso para as comunidades beneficiárias em Unidades de Conservação de uso sustentável de domínio público.

Desta forma, a regularização fundiária pode ser compreendida como uma série de ações realizadas através de instrumentos técnicos e jurídicos, tendo como exemplos: ações discriminatórias administrativas e judiciais de terras devolutas; retificação de registros imobiliários com memoriais descritivos, com indicação das coordenadas georreferenciadas ao Sistema Geodésico Brasileiro; desapropriação, consensual ou judicial; regularização de terras públicas; reassentamento de populações residentes; entre outras ações (Oliveira 2010).

Observando a Lei do SNUC, as Unidades de Conservação podem ser diferenciadas a partir das características de posse e domínio dos imóveis que a compõe. A Tabela 4 agrupa as Unidades de Conservação sob esta perspectiva. Assim, é possível observar que apenas certas categorias de Unidades de Conservação necessitam de ações de regularização fundiária e, entre estas unidades, o tipo de ação necessária também pode variar.

Tabela 4 - Classificação das categorias de Unidades de Conservação de acordo com a caracterização de posse e domínio público de suas áreas definidas na Lei do SNUC: PI (Proteção Integral) e US (Uso Sustentável).

Caracterização de posse e domínio	Categoria de UC
Posse e domínio público	Estação Ecológica (PI) Reserva Biológica (PI) Parque Nacional (PI) Floresta Nacional (US) Reserva de Fauna (US)
Domínio público, com uso concedido às populações tradicionais através de um contrato.	Reserva Extrativista (US)
Domínio público ou privado, sendo que as áreas particulares, quando necessário, devem ser desapropriadas. A posse é das populações tradicionais deve ser regulada por contrato.	Reserva de Desenvolvimento Sustentável (US)
Pode ser constituído por áreas particulares, desde que seja possível compatibilizar os objetivos da Unidade de Conservação com a utilização da terra e dos recursos naturais pelos proprietários.	Monumento Natural (PI) Refúgio da Vida Silvestre (PI)
Constituídas por terras públicas ou privadas, podem ser estabelecidas normas e restrições para a utilização das propriedades privadas	Área de Proteção Ambiental (US) Área de Relevante Interesse Ecológico (US)
Constituídas apenas por áreas privadas	Reserva Particular do Patrimônio Natural (US)

2.6.2. O problema de não realizar a regularização fundiária das Unidades de Conservação

Invariavelmente, a regularização fundiária não é uma ação que ocorre dentro de um prazo razoável após a criação da Unidade de Conservação. Esta ausência de regularização fundiária faz com que os objetivos destas áreas fiquem comprometidos (Kury 2009; Rocha *et al.* 2010). Oliveira (2010) ressalta que sem a efetiva aplicação das regras da ocupação territorial das Unidades de Conservação, a simples criação de áreas

protegidas não passa de uma idealização sem maiores consequências práticas, situação que tornou essas Unidades de Conservação reconhecidas no meio ambientalista como "parques de papel" (Dourojeanni 2002).

Como exemplo podemos considerar os resultados da metodologia Rappam (ICMBIO & WWF-Brasil, 2011), que avalia a efetividade de gestão de UCs. O Rappam evidencia as forças, ações e eventos que são indutores dos mais importantes impactos adversos que incidem sobre as Unidades de Conservação. É possível relacionar vários destes indutores com a falta de regularização fundiária das Unidades de Conservação, como, por exemplo: a extração de madeira, a conversão do uso do solo através da agricultura e silvicultura, a implantação e manutenção de pastagens, caça e pesca, coleta de produtos não madeireiros, incêndios de origem antrópica e os demais impactos associados a ocupação humana e uso dos recursos por populações residentes. A própria regularização da situação fundiária das Unidades de Conservação é avaliada no Rappam. No primeiro ciclo de avaliação das Unidades de Conservação federais (2006), apenas 48,8% das unidades responderam que tem a situação fundiária regularizada. Já no último relatório (2010) apenas 44% das Unidade de Conservação deram a mesma resposta (ICMBIO & WWF-Brasil 2011).

Schiavetti *et al.* (2012) avaliaram a implementação das Unidades de Conservação no corredor central da Mata Atlântica e identificaram que entre os quesitos básicos e determinantes para uma UC alcançar a implementação estava a situação fundiária regularizada. Nolte *et al.* (2013) foram além e demonstraram que as áreas protegidas sem conflitos de terra ou ocupação irregulares, ou seja, Unidades de Conservação regularizadas, são mais eficientes contra o desmatamento na Amazônia, deixando claro que as ações de regularização fundiária também são fundamentais no combate ao desmatamento.

2.6.3. O que impede a consolidação territorial das Unidades de Conservação

Considerando o item anterior, a regularização fundiária deveria ser a ação prioritária após a criação das Unidades de Conservação. Mas esta não é a realidade para as Unidades de Conservação federais. Na história das Unidades de Conservação brasileiras, a regularização fundiária é um problema que se faz perene (Kury 2009) e a persistência destes problemas fundiários indica que eles têm sido tratados com baixo grau de prioridade (Rocha *et al.* 2010).

A falta de regularização fundiária das Unidades de Conservação pode ser atribuída a diferentes fatores, como a falta de vontade política para solução do problema, ineficiência dos órgão gestores, falta de articulação entre os órgão gestores de terras públicas e aqueles responsáveis pela gestão ambiental, falta de instrumentos jurídicos adequados, entre outros. Dois problemas merecem destaque: a falta de recursos financeiros para compra das áreas privadas e reassentamento das populações e o próprio histórico das propriedades no Brasil.

De acordo com informações fornecidas pela Coordenação Geral de Consolidação Territorial do ICMBio, em março de 2013, das 313 Unidades de Conservação federais existentes a época, 256 ainda precisam ou precisavam de algum tipo de ação de regularização fundiária.

Estas Unidades de Conservação ocupam uma área total de aproximadamente 65 milhões de hectares. Deste total, 15,1% são áreas públicas já cedidas ao ICMBio, 8,8% são de Terras Indígenas sobrepostas, 0,3% são assentamentos rurais sobrepostos, 12,3% são glebas arrecadadas pela união mas que ainda não foram cedidas ao ICMBio, 8,3% são glebas arrecadadas pelos estados e não cedidas ao ICMBio, 7,5% são imóveis públicos certificados junto ao INCRA, 2,5% são imóveis privados certificados junto ao INCRA, 0,4% são os imóveis privados já adquiridos pelo ICMBio, 5,9% são imóveis

privados com processo aberto junto ao ICMBio para desapropriação amigável. Restam assim um total de aproximadamente 39%, ou 25 milhões de hectares, sobre os quais o ICMBio ainda não detém informações a respeito da dominialidade.

Apenas os imóveis que já possuem processo administrativo para indenização junto ao ICMBio a época, requeriam um montante de aproximadamente R$ 13 bilhões, considerando apenas o valor de terra nua. Caso os 25 milhões de hectares sobre os quais o ICMBio ainda não detêm informação sobre a dominialidade fossem formados integralmente por propriedades privadas, e utilizando apenas a proporção entre o custo dos imóveis que já tem processo junto ao ICMBio e sua respectiva área, seriam necessários aproximadamente R$ 85 bilhões, além dos R$ 13 bilhões já em processo.

Para entender a desproporcionalidade entre estes valores e o orçamento do ICMBio, basta observar o resumo orçamentário disponível na intranet do instituto. Entre 2008 e 2014 o orçamento total do instituto foi de aproximadamente R$ 3,4 bilhões, resultando em uma média de R$ 567,7 milhões por ano, observando que estes recursos são utilizados para cobrir todas as despesas do instituto.

Assim, fica claro que não há recursos orçamentários institucionais disponíveis para regularização fundiária das UC e que é necessário que mecanismos alternativos, como a compensação ambiental e a compensação de Reserva Legal, sejam implementados em larga escala, para promoção de tal regularização.

Mas mesmo quando há recursos financeiros para a indenização de alguns imóveis dentro das Unidades de Conservação, esta não é uma ação fácil, pois existem outros grandes obstáculos: o histórico das propriedades no Brasil e as incertezas sobre a malha fundiária do país.

Por direito de conquista, durante o período colonial, todo território brasileiro era considerado propriedade da Coroa Portuguesa e consignado à Ordem de Cristo. Apenas a Coroa podia conceder as terras, pois somente esta tinha poderes para transmiti-las a outras pessoas. Desta forma, a doação de terras era uma espécie de abdicação do poder real sobre a propriedade (Júnior *et al.* 2006; Honora *et al.* 2009).

Durante o mesmo período, a política governamental adotada para promover a ocupação do território brasileiro foi o Regime das Sesmarias. Este regime consistia na concessão do domínio da terra à particulares, desde que fossem cumpridas as exigências estabelecidas no título de concessão, que estavam vinculadas ao uso produtivo da terra. Caso as exigências não fossem cumpridas dentro de um prazo determinado, o sesmeiro podia perder a área como "devoluta". Assim, o termo “devoluta” vem da devolução de terras inaproveitadas, do ponto de vista das determinações de uso (Júnior *et al.* 2006; Honora *et al.* 2009).

Este sistema de distribuição de terras foi formalmente suspenso em 1822. Com a independência o Brasil passou por um período de quase três décadas denominado como "extralegal ou das posses", caracterizado pela inexistência de uma legislação específica sobre terras (Rocha *et al.* 2010).

Um ato legal que foi fundamental para a regulamentação do domínio das terras no Brasil foi a Lei de Terras (Lei nº 601, de 18 de setembro de 1850), que dispõe, entre outros assuntos, sobre as definições de terras devolutas do Império e a forma de aquisição destas áreas, como apresentado a seguir:

> *Art. 1º Ficam proibidas as aquisições de terras devolutas por outro titulo que não seja o de compra.*
>
> *Art. 3º São terras devolutas:*

> *§ 1º As que não se acharem aplicadas a algum uso público nacional, provincial ou municipal;*
>
> *§ 2º As que não se acharem no domínio particular por qualquer título legítimo, nem forem havidas por sesmarias outras concessões do Governo Geral ou Provincial, não incursas em comisso por falta de cumprimento das condições de medição, confirmação e cultura;*
>
> *§ 3º As que não se acharem dadas por sesmarias ou outras concessões do Governo, que, apesar de incursas em comisso, forem revalidadas por essa lei;*
>
> *§ 4º As que não se acharem ocupadas por posses que, apesar de não se fundarem em título legal, forem legitimadas por essa lei.*

A partir da Lei de Terras, o direito a terra deixou de ser condicionado pela efetiva ocupação e aproveitamento. Foram reconhecidas e legitimadas as sesmarias com os respectivos títulos, bem como as ocupações e posses devidamente comprovadas. As demais áreas foram consideradas devolutas, e passaram a pertencer ao Império. Assim, a concessão do domínio e das transferências passou a ser vinculada ao título de compra e venda, excluindo-se a posse e a exploração como instrumentos legítimos de aquisição de terras. O Decreto nº 1.138, de 1854 definiu a necessidade e regulamentou o registro das terras do Império, assim como as terras particulares no denominado Registro Paroquial. Assim houve a distinção entre as terras privadas e do governo.

No âmbito das terras privadas, o problema é que os registros paroquiais foram utilizados para acomodar os interesses dos grandes senhores de terra e da própria igreja. Além disso, os clérigos não eram qualificados para verificar a veracidade das informações. Assim, a lei foi incapaz de reorganizar a estrutura fundiária e de discriminar as terras públicas das terras privadas. Mesmo assim, é usada até os dias de hoje como base para tomadas de decisão acerca da propriedade e do direito a terra (Rocha *et al.* 2010).

Quanto às terras devolutas, a Constituição de 1934, em seu artigo nº 64, transferiu aos estados a maior parte destas áreas:

> *Art. 64 - Pertencem aos Estados as minas e terras devolutas situadas nos seus respectivos territórios, cabendo à União somente a porção do território que for indispensável para a defesa das fronteiras, fortificações, construções militares e estradas de ferro federais.*

Atualmente, a Constituição Federal de 1988 dispõe, em seus artigos 20 e 25, que são bens da União as terras devolutas indispensáveis à defesa das fronteiras, das fortificações e construções militares, das vias federais de comunicação e à preservação ambiental, definidas em lei, sendo de domínio dos estados todas as terras devolutas não compreendidas entre as da União.

Quando este complexo histórico do registro de domínio dos imóveis é somado com a falta de mapeamento das informações cartoriais, a perda de documentos dos cartórios e toda sorte de falcatruas a que estão sujeitos os registros cartoriais, fica evidente que a definição da dominialidade dos imóveis dentro das Unidades de Conservação é uma ação complexa e muitas vezes demorada.

Assim, fica claro que parte dos problemas que impedem a regularização fundiária são de natureza administrativa e jurídica e poderiam ser resolvidos com uma melhor estruturação destes setores nas instituições responsáveis pelas Unidades de Conservação, mas outra parte do problema, como a gigantesca demanda por recursos financeiros e a desordem fundiária nacional, fogem completamente do controle destas instituições.

2.7. Entendendo a Reserva Legal de propriedades rurais, os mecanismos para compensação destas áreas e sua importância ecológica

2.7.1. Evolução histórica/legislativa do conceito de Reserva Legal em propriedades rurais e da compensação de Reserva Legal

Para entender o atual modelo de Reserva Legal das propriedades privadas e o mecanismo de compensação de Reserva Legal é preciso entender o histórico deste tipo de restrição no Brasil e a evolução do conceito, assim como evidenciar como foi criado o mecanismo de Reserva Legal.

Em um primeiro momento, o estado tomava para si as áreas florestais ou a madeira de interesse, com um viés absolutamente comercial. Em 1698, o sesmeiro necessitava de autorização da Coroa Portuguesa para a exploração florestal e uso comercial das madeiras. Além disso, a Coroa instituiu a proibição de sesmarias em áreas com árvores de interesse comercial, além de uma série de leis que restringiram a exploração dos recursos florestais (Castro 2013). Como exemplo, em 1797, uma Carta Régia decretava ser propriedade exclusiva da Coroa todas as matas e arvoredos que se achassem à borda da costa ou dos rios navegáveis que desembocassem diretamente no mar, e por onde em jangadas possam conduzir as madeiras cortadas até as praias (Dias 2010; Laudares *et al.* 2013).

Em um segundo momento, surgem as primeiras propostas de obrigatoriedade de conservação de parte da cobertura florestal nas propriedades privadas. Estas ideais são

da época do iluminismo, e estão sob influência das teorias climáticas, principalmente a teoria do dessecamento[1], que já relacionava o desmatamento às mudanças climáticas.

Muitas pessoas que foram estudar na Europa, ou que de lá vieram entre 1750 e 1800, foram influenciados por estas ideias (Castro 2013). Um exemplo é José Bonifácio de Andrade e Silva, que propôs ao Governo Provisório que todos os proprietários de terra fossem obrigados a conservar um sexto de sua propriedade com cobertura florestal ou a replantá-la até este montante, caso já houvessem desmatado uma área maior (Dean 1996), o que pode ser interpretado como a primeira proposta de Reserva Legal em propriedades privadas (Laudares *et al.* 2013).

Durante o período imperial (1822 a 1889), não houve avanços quanto à defesa ambiental, pois este período se caracterizou por uma política de cunho liberal voltada aos interesses dos latifundiários, onde se manteve parte da política colonial referente aos recursos florestais (Laudares *et al.* 2013).

Com o fim do império e com as consequentes mudanças sociais e políticas encaminhadas no início do século XX, houve no Brasil um grande esforço científico para a institucionalização de regras de conservação de vegetação natural em áreas públicas e privadas (Araujo 2007; Castro 2013; Bensusan 2014). Um exemplo é o botânico sueco Albert Löefgren, que foi contratado para dirigir as seções de Meteorologia e Botânica da Comissão Geológica e Geográfica Brasileira e teve relevante papel na área ambiental (Dean 1996). Cabe destacar as ideias que Albert Löefgren já defendia em 1903:

> *"Sendo a área das propriedades particulares muito superior a das propriedades do Estado, principalmente na parte mais povoada e*

[1] Corrente teórica que buscava relacionar o desmatamento com os efeitos climáticos e atmosféricos, com base nos princípios newtonianos difundidos na época. Esta corrente de pensamento foi desenvolvida por ingleses e aperfeiçoada por franceses durante os séculos XVII e XVIII.

> *atravessada pelas grandes vias de comunicação, a conservação das florestas é atividade de grande importância não somente como fator importante de fortuna publica e privada como igualmente para as condições climatericas, hygienicas e hydrographicas [...] Mas, estando ainda para organizar-se o serviço florestal por parte do Estado, o que certamente ainda demorará algum tempo, não há motivo nenhum para que o proprietário particular, zeloso da sua fortuna e dos seus interesses, não o inicie desde já nos seus terrenos, e é para isso que queremos fornecer algumas bases e indicações relativamente aos methodos mais práticos e economicos para o melhor aproveitamento das mattas existentes, na sua conservação e melhoramento, ou para creação de novas em logares onde isso se torna desejável ou vantajosa" (*Loefgren 1903 *in* Castro 2013*).*

Contemporâneos de Albert Löefgren contribuíram para a consolidação de uma geração de cientistas estabelecidos em cargos públicos que faziam pressão a favor da proteção dos recursos naturais e para criação de uma legislação federal que atendesse tais questões (Dean 1996; Castro 2013).

Com a Revolução de 1930, o Congresso Nacional foi dissolvido e o Brasil era governado por Decretos-Lei presidenciais e o Estado intervinha fortemente na ordem econômica. Durante este período, uma corrente legislativa provocou profundas mudanças no regime jurídico da propriedade, como exemplo a promulgação da Constituição de 1934, que foi a primeira a condicionar o exercício do direito de propriedade ao interesse social e coletivo (Cunha 2013).

Um resultado do movimento ambientalista iniciado no final do século XIX, atrelado ao cenário de mudanças nacionais da década de 30, foi a publicação de uma série de leis acerca do uso da água, dos minerais, da fauna e da flora, com destaque a publicação do primeiro Código Florestal Brasileiro (Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro

de 1934), assim como a melhoria do aparelhamento do estado para atender questões ambientais (Castro 2013; Scolari *et al.* 2013)

O Código Florestal de 1934 determinava que o proprietário rural ao desmatar sua área deveria resguardar um quarto desta com cobertura florestal nativa. Além disso, classificou as florestas em protetoras, remanescentes, modelos e de produção ou rendimento. Esta lei não permitia a extração de madeira nas florestas de proteção e somente o corte seletivo nas florestas remanescentes (Oliveira & Bacha 2003; Oliveira & Wolski 2012; Castro 2013; Laudares *et al.* 2013).

Pode-se fazer um paralelo entre o Código Florestal de 1934 e o atual. As florestas protetoras eram o que o atual código classifica como Áreas de Preservação Permanente e as florestas remanescentes, quando em propriedades particulares era o que denominamos hoje como Reserva Legal.

Falhas da legislação de 1934 e, sobretudo, com sua não aplicação, fizeram com que em 1950 fosse criado um novo projeto de Lei, com mudanças pontuais e pequenas reformas para aperfeiçoar a lei florestal, o que resultaria no Código Florestal de 1965 (Laudares *et al.* 2013). O código florestal de 1965 manteve a denominação de florestas remanescentes e a conservação de 25 % da propriedade rural com vegetação nativa.

Alguns avanços do Código Florestal de 1965 são evidentes. Enquanto a legislação de 1934 tratava de proteger as florestas contra a destruição, com foco no patrimônio florestal do país, limitando os poderes dos proprietários de imóveis rurais sobre suas propriedades, o Código de 1965 refletia uma política intervencionista do Estado sobre a propriedade privada na medida em que as florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação são consideradas bens de interesse comum a todos os habitantes do país (Laureano & Magalhães 2011)

Em 1986, o Congresso Nacional aprovou a Lei Federal nº 7.511/1986, aumentando as extensões de APPs e proibindo a transformação de florestas heterogêneas em homogêneas (Cunha 2013). Neste mesmo período, a Constituição de 1988 também contemplou e reforçou o conceito de Reserva Legal, como demostra Avanci (2009):

> *"A Reserva Legal (RL) constitui um grupo constitucionalmente chamado de espaços especialmente protegidos (art. 225, § 1º, III), neste podendo se enquadrar, ainda, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Unidades de Conservação (UCs) [....] Ao contrário das Unidades de Conservação que objetivam a conservação ou a preservação de áreas maiores ou menores de um determinado ecossistema dentro de um bioma, a Reserva Legal possui esta mesma função de proteção, porém disseminada por todas as propriedades rurais do País. Em assim sendo, por mais que o poder público se esforce na criação de Unidades de Conservação (que demandam verbas para sua criação e manutenção), nunca será capaz de criar tanto desta modalidade de espaço especialmente protegido quanto o necessário para a manutenção da biodiversidade e do equilíbrio ecológico no Brasil. Reside nesta necessidade a Reserva Legal. Em linhas gerais, o art. 225 da Constituição declara que o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado é um direito e dever de todos [....] A Reserva Legal, enquanto faceta da função social da propriedade, constitui-se em efetiva limitação desse direito em benefício da coletividade [....] Mediante isso, a Reserva Legal será analisada como sendo um instrumento de garantia à conservação da biodiversidade [....] Assim sendo, em resumo, não há inconstitucionalidade alguma na Reserva Legal. É um instrumento de proteção ambiental, um ônus destinado a quem é proprietário de terra, que recebe, além do gozo que é o meio ambiente ecologicamente equilibrado, o lucro pela utilização daquela terra".*

Cabe destacar que a Reserva Legal que surge no Código Florestal de 1934 e é mantida nas demais legislações não pode ser caracterizada como uma desapropriação indireta, pois embora a legislação determine que nas área de Reserva Legal jamais será

permitido o corte raso, são toleradas atividades econômicas como manejo sustentável de produtos madeireiros e não madeireiros, turismo rural e criação de animais silvestres. Desta forma, pode-se entender que não ocorre, na averbação da Reserva Legal, o desapossamento, ou mesmo um impedimento total do proprietário exercer sobre o imóvel os poderes inerentes ao domínio. A proibição de destruição da vegetação nativa é um impedimento parcial dos direitos inerentes ao domínio. Sendo assim, a Reserva Legal não se constitui uma desapropriação indireta, e sim, uma modalidade de limitação administrativa. A chamada limitação administrativa ambiental (Magalhães 2005).

Em 1988, o governo brasileiro lançou o Programa Nossa Natureza, que estabeleceu diretrizes para a execução de uma política ampla de proteção ambiental. Dentro desse programa, alguns dispositivos do Código Florestal de 1965 foram regulamentados por normas jurídicas diversas e outros foram alterados pela Lei Federal nº 7.803/1989, que introduziu o termo Reserva Legal, pela primeira vez, para designar a área mínima que cada propriedade rural deveria manter com cobertura vegetal, sem permissão de corte raso, fixada em 50% para as regiões Norte e Centro-Oeste e 20% para o restante do país, incluindo o Cerrado (Castro 2013; Cunha 2013). Para tornar a Reserva Legal efetiva, essa norma tornou obrigatória a demarcação e a averbação desse espaço à margem da matrícula imobiliária, vedando a alteração de sua destinação por ocasião da venda, sucessão ou desmembramento da propriedade (Cunha 2013).

Em 1991, a Lei Federal nº 8.171/1991 (Política Agrícola) estipulou um prazo de 30 anos para que os imóveis rurais pudessem cumprir a obrigação de recompor a vegetação de sua RL, assim como estabeleceu isenção de imposto territorial rural para as áreas de Reserva Legal e APPs. A Medida Provisória nº 1.511/1996 deu nova redação ao art. 44, do Código Florestal de 1965, introduzindo inovações destinadas a ampliar os instrumentos de controle do desmatamento na Amazônia Legal. Frente a possibilidade de infinitas reedições de Medidas Provisórias (MPv.) pelo poder

executivo, o Código Florestal sofreu várias alterações entre os anos de 1996 e 2000, transformando-se numa colcha de retalhos, sendo que a última delas, a MPv. nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, vigorou durante 11 anos sem a devida apreciação do Parlamento (Cunha 2013).

Em 1998, uma dessas reedições introduziu no Código Florestal o mecanismo de compensação de Reserva Legal. A MPv. nº 1.605-30/1998 introduziu no Código Florestal a possibilidade de compensação de Reserva Legal para propriedades situadas na Amazônia Legal. Em 2000, na 50ª reedição (MPv. nº 1.956-50/2000) a compensação de Reserva Legal passou a vigorar em todo país, com quatro modalidades: (i) arrendamento de uma área excedente de RL situada em outra propriedade rural; (ii) arrendamento de uma área em outra propriedade rural que estivesse sob o regime de servidão florestal; (iii) aquisição de cotas de reserva florestal; e (iv) desoneração de RL por 30 anos pela aquisição e doação de área situada em Unidade de Conservação pendente de regularização fundiária. Somente em 2006, a Lei Federal nº 11.428/2006 alterou o Código Florestal e deixou definitiva a desoneração de manutenção de Reserva Legal, mediante aquisição e doação ao órgão ambiental competente de área localizada no interior de Unidade de Conservação de domínio público, pendente de regularização fundiária, e respeitados os demais critérios (Cunha 2013).

O capítulo mais recente da história da Reserva Legal no Brasil foi escrito com o "Novo Código Florestal" (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012). Nesta Lei a Reserva Legal é definida como área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa. Foram mantidos os seguintes percentuais para Reserva Legal: (i) para Amazônia Legal, 80% imóvel situado em área de florestas, 35% em área de

cerrado e 20% em área de campos gerais; (ii) para as demais regiões do país, 20% do imóvel rural. De acordo com a mesma Lei, a localização da área de Reserva Legal no imóvel rural deverá levar em consideração estudos e critérios como o plano de bacia hidrográfica, o Zoneamento Ecológico-Econômico, a formação de corredores ecológicos com outras áreas protegidas, áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade e áreas de maior fragilidade ambiental (Brasil 2012).

Esta nova legislação permite que o proprietário ou posseiro de imóvel rural que tenha Reserva Legal em extensão inferior ao estabelecido adote algumas alternativas: (i) a recomposição, em até 20 anos, com espécies nativas, ou esta última intercalada com árvores exóticas ou frutíferas; (ii) regeneração natural; e (iii) a compensação da Reserva Legal.

A compensação de Reserva Legal poderá ser feita de diversas formas como: (i) aquisição de Cota de Reserva Ambiental - CRA; (ii) arrendamento de área sob regime de servidão ambiental ou Reserva Legal; (iii) doação ao poder público de área localizada no interior de Unidade de Conservação de domínio público pendente de regularização fundiária; ou (iv) cadastramento de outra área equivalente e excedente à Reserva Legal, em imóvel de mesma titularidade ou adquirida em imóvel de terceiro, com vegetação nativa estabelecida, em regeneração ou recomposição, desde que localizada no mesmo bioma (Brasil 2012).

Estas áreas que serão utilizadas para compensação de Reserva Legal deverão ser equivalentes em extensão, estar localizadas no mesmo bioma e, se fora do Estado, estar localizadas em áreas identificadas como prioritárias pela União ou pelos Estados. A definição destas áreas prioritárias deverá favorecer a recuperação de bacias hidrográficas excessivamente desmatadas, a criação de corredores ecológicos, a

conservação de grandes áreas protegidas e a conservação ou recuperação de ecossistemas ou espécies ameaçados (Brasil 2012).

2.7.2. Aspectos ecológicos da extensão da Reserva Legal

Como já demonstrado, a discussão sobre a importância da Reserva Legal e sua dimensão vem sendo tratada, em linhas gerais, na esfera política. Metzger (2010) avaliou, entre outros aspectos, a base científica para a extensão da Reserva Legal nos diferentes biomas e a possibilidade de se agrupar diferentes propriedades em fragmentos maiores.

De acordo com o autor pode-se destacar dois conjuntos de dados e teorias para justificar a existência e dimensão da Reserva Legal: (i) o limiar de percolação, que é a quantidade mínima de habitat necessária numa determinada paisagem para que uma espécie, que não tem capacidade de sair do seu habitat, possa cruzar a paisagem de uma ponta a outra e (ii) o limiar de fragmentação, que é um limiar de cobertura de habitat abaixo do qual os efeitos da fragmentação se somariam aos efeitos da perda do habitat. Assim, acima deste limiar, que em geral é indicado por volta de 30% de habitat remanescente, os efeitos sobre a redução populacional ou a perda de diversidade biológica seriam principalmente devido à perda do habitat, enquanto que abaixo deste limiar haveria também um efeito da distribuição espacial do habitat, em particular de sua subdivisão (Metzger 2010).

Estudos com modelagem que analisaram o limiar de percolação no Bioma Amazônico indicam que quando a cobertura de habitat chega entre 70 e 80 % da cobertura original, há uma perda brusca no tamanho médio dos fragmentos, além de um esperado aumento do isolamento dos fragmentos e redução da conectividade. Abaixo do 60% da cobertura de habitat, ocorrem mudanças bruscas na percolação da paisagem. Todas essas modificações levam a uma redução na capacidade da paisagem de sustentar

diversidade biológica. Esse conjunto de dados indica a necessidade de se manter 60 a 70% do habitat original para que a paisagem tenha uma estrutura adequada para fins de conservação (Metzger 2010).

Quando falamos de ambientes mais antropizados, como é o caso do Bioma Mata Atlântica, não há como utilizar o limiar de percolação. Para estes casos devemos considerar o limiar de fragmentação, o qual pode variar dependendo do grupo de organismos considerado e do tipo de habitat. Trabalhos publicados em 2010 já apontavam evidências de que paisagens com menos de 30% de habitat tendem a ter apenas fragmentos pequenos e muito isolados, que suportam apenas comunidades muito empobrecidas, sendo que abaixo desta percentagem os riscos de extinção de espécies aumentam muito rapidamente (Metzger 2010; Pardini *et al.* 2010).

Banks-Leite *et al.* (2014) verificaram a relação entre cobertura florestal e diversidade de espécies na Mata Atlântica. Para isso foram utilizados dados de mais de 25.000 espécimes coletados em campo, sendo 43 espécies de mamíferos, 140 espécies de pássaros e 29 espécies de anfíbios. As coletas ocorreram em 79 locais diferentes, com área de 200 ha cada e cobertura florestal variando entre 5 e 100%. Para todos os grupos, os efeitos da cobertura florestal tiveram efeito semelhante sobre a integridade da comunidade, entendida como a similaridade da composição das comunidades entre as áreas com diferente cobertura florestal. A integridade das comunidades é mantida entre 24 e 33% de cobertura florestal, sendo que abaixo disso a composição destas comunidades é modificada drasticamente.

Estes dados corroboram a ideia de que o limiar de 30% é um limite mínimo de cobertura nativa que uma paisagem intensamente utilizada pelo homem deveria ter, permitindo conciliar uso econômico e conservação biológica. É difícil imaginar que será possível recompor a Mata Atlântica até que se volte a 30% de cobertura de florestal

apenas com a criação de Unidades de Conservação. Neste contexto, a existência da Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente nas propriedades rurais é fundamental para que possamos viabilizar o desenvolvimento sustentável no Bioma Mata Atlântica, ao menos em algumas áreas.

2.8. Divisão da área de abrangência do Bioma Mata Atlântica em bacias hidrográficas para comparar regiões e direcionar a compensação de Reserva Legal

A compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação ou imóveis privados está regulada pelo artigo nº 66 do novo Código Florestal brasileiro. Neste artigo são definas algumas regras para esta compensação, como a equivalência de área e localização no mesmo bioma. Quando as áreas que serão adquiridas para fins de compensação estiverem localizadas fora do Estado em que o imóvel com déficit de Reserva Legal está inserido, estas deverão estar localizadas em áreas identificadas como prioritárias pela União ou pelos Estados, sendo que a definição destas áreas prioritárias deverá favorecer, entre outros, a **recuperação de bacias hidrográficas excessivamente desmatadas, a criação de corredores ecológicos, a conservação de grandes áreas protegidas e a conservação ou recuperação de ecossistemas ou espécies ameaçados** (Brasil 2012). Assim, fica claro que, quando o legislador pretende subdividir o bioma para comparar áreas quanto a pressão antrópica sobre o bioma, a unidade territorial escolhida foi a bacia hidrográfica.

A Política Nacional de Recursos Hídricos considera a bacia hidrográfica como a unidade territorial de gestão e estudo. Embora existam diferentes definições de bacias hidrográficas, Teodoro *et al.* (2007), ao comparar varias definições de bacia hidrográfica destacam que existe uma grande semelhança nas definições, sendo que as divergências restringem-se às subdivisões destas bacias.

Botelho *et al.* (2004), em uma abordagem com foco na delimitação das bacias hidrográficas as define como:

> *"(...) área drenada por um rio principal e seus afluentes, que pode ser delimitada a partir das cotas altimétricas estabelecidas pelos divisores de água. Esta área configura-se espacialmente por meio de uma hierarquia fluvial ou rede de drenagem, que envolve um conjunto de canais desde as nascentes até o ponto de saída, ou outlet, representados sobre uma base cartográfica".*

De acordo com Rodrigues & Adami (2005), com uma abordagem que também engloba os elementos formadores, bacias hidrográficas são:

> *"(...) um sistema que compreende um volume de materiais, predominantemente sólidos e líquidos, próximos à superfície terrestre, delimitado interno e externamente por todos os processos que, a partir do fornecimento de água pela atmosfera, interferem no fluxo de matéria e de energia de um rio ou de uma rede de canais fluviais. Inclui, portanto, todos os espaços de circulação, armazenamento, e de saídas de água e do material por ela transportado, que mantêm relações com esses canais."*

Já Lima & Zakia (2000) trazem uma abordagem sistêmica para o conceito de bacias hidrográficas:

> *"Bacias hidrográficas são sistemas abertos, que recebem energia através de agentes climáticos e perdem energia através do deflúvio, podendo ser descritas em termos de variáveis interdependentes, que oscilam em torno de um padrão e, desta forma, mesmo quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em equilíbrio dinâmico. Assim, qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, ocorrerá uma mudança compensatória que tende a minimizar o efeito da modificação e restaurar o estado de equilíbrio dinâmico".*

Pelas características apresentadas até aqui se pode considerar que as bacias hidrográficas são um tipo de unidade de planejamento adequada, pois podem ser bem delimitadas geograficamente, seus fenômenos e interações podem ser integrados pelo *input* e *output*, podendo ser tratadas como unidades geográficas, onde os recursos naturais se integram (Santos 2004). Desta forma, a divisão territorial indicada pelo Código Florestal parece adequada, restando dúvida sobre qual o nível de bacia hidrográfica a Lei se referiu.

2.9. Uso de métricas da estrutura da paisagem para comparar as bacias hidrográficas da Mata Atlântica quanto a fragmentação de habitat

A ecologia da paisagem é considerada uma área do conhecimento emergente (Hobbs 1994) e hoje parece ser um grande espectro de visões, teorias e metodologias (Bastian 2001). De acordo com Risser *et al.* (1984) esta heterogeneidade está associada a duas abordagens distintas em ecologia da paisagem, uma nascida na Europa e outra na América do Norte, como veremos a seguir.

A ecologia da paisagem pode ter inúmeras definições, mas devemos destacar suas duas raízes: paisagem e ecologia. A paisagem, como termo científico, foi utilizada primeiramente pelos geógrafos, essencialmente pelo geógrafo e estudioso alemão Alexander von Humboldt, há 200 anos (a paisagem como a caracterização global de certa região). Em 1850, Rosenkranz definiu as paisagens como sistemas locais hierarquicamente organizados de todos os reinos da natureza. De acordo com Neef (1967 *in* Bastian 2001), paisagem é uma parte da superfície terrestre com estrutura e padrões funcionais uniformes, considerando a aparência, os componentes (geofatores) e a posição espacial, sendo a paisagem mais que a soma dos geofatores individuais, mas a integração destes formando o complexo geográfico. Já a ecologia, no escopo da ecologia da paisagem, lida com a investigação das relações entre a vida e o seu

ambiente abiótico. Destes dois conceitos surge o termo ecologia da paisagem, que foi inventado pelo biogeógrafo alemão Carl Troll, no final da década de 1930 (Bastian 2001).

As primeiras abordagens de ecologia da paisagem a partir de Carl Troll tiveram forte influência de geógrafos da Europa Oriental e de áreas do conhecimento como geografia humana, fitossociologia e biogeografia, e disciplinas da geografia ou da arquitetura relacionadas com o planejamento regional. Essa abordagem geográfica caracteriza-se por três pontos: a preocupação com o planejamento da ocupação territorial; o estudo de paisagens fundamentalmente modificadas pelo homem; e a análise de amplas áreas espaciais (Metzger 2001).

Na década de 1980, surge na América do Norte uma nova conceituação para ecologia da paisagem, influenciada por biogeógrafos e ecólogos que procuravam adaptar a teoria de biogeografia de ilhas para o planejamento de reservas naturais em ambientes continentais e era influenciada pela ecologia de ecossistemas, pela modelagem e análise espacial e se beneficiava pelo avanço do sensoriamento remoto e geoprocessamento. Essa abordagem tem maior ênfase nas paisagens naturais, está voltada para conservação da biodiversidade e manejo dos recursos naturais e sua principal problemática é o estudo dos efeitos da estrutura espacial da paisagem sobre os processos ecológicos (Metzger 2001).

De acordo com Metzger (2001) estas diferentes escolas de ecologia da paisagem acabam refletindo no conceito do que é ecologia da paisagem. De um lado temos a abordagem da *ecologia humana da paisagem* que pode ser representada pela definição de Naveh & Lieberman (1994): uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida, natural e construído. De outro lado a abordagem da ecologia espacial da paisagem, que pode ser representada pelas seguintes

definições: o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (Forman & Godron 1986); uma área de conhecimento que dá ênfase às escalas espaciais amplas e aos efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas (Turner 1989).

De acordo com Forman & Godron (1986), a ecologia da paisagem se concentra em três características da paisagem: (i) estrutura, que é a relação espacial entre diferentes ecossistemas ou "elementos" presentes, mais especificamente, a distribuição de energia, materiais e espécies em relação ao tamanho, formato, número, tipos e configuração dos ecossistemas; (ii) função**,** que é a interação entre os elementos espaciais, isso é, os fluxos de energia, materiais e espécies entre os ecossistemas componentes; (iii) alterações, que são mudanças na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo. Para estudos de estrutura da paisagem deve-se considerar os elementos estruturais da paisagem que são discriminados pelo conceito de Mancha-Corredor-Matriz.

Manchas (*patchs*) são os menores elementos individuais observáveis na paisagem, de acordo com a escala de detecção e observação. De acordo com Forman & Godron (1986), as manchas são superfícies não lineares com aparência distinta do entorno e que podem ter grandes variações quanto a tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características de borda. Do ponto de vista fisionômico as manchas podem ser classificadas como manchas de distúrbio, manchas remanescentes, manchas de recursos, manchas introduzidas e manchas de transição.

A matriz é o elemento estendido da paisagem relativamente homogêneo, que inclui manchas ou corredores de diferentes tipos. Esta matriz pode ser determinada pela sua área (>50%), pelo grau de conectividade e pela condição de controle sobre a dinâmica da paisagem (Forman & Godron 1986).

De maneira simplista, corredores são estreitas faixas de terras que diferem da matriz em ambos os lados. Estes podem ser isolados, mas geralmente estão conectados com uma mancha (Forman & Godron 1986).

Para a avaliação analítica da estrutura da paisagem desenvolveu-se um conjunto de métodos, baseados em sensoriamento remoto e geoprocessamento, designados medidas de estrutura da paisagem. Estes métodos ocorrem em três níveis: nível da mancha, que descrevem as características geométricas de manchas individuais; nível da classe, que resumem todas as manchas de uma determinada classe, estudando explicitamente a configuração desse conjunto de manchas; nível da paisagem, que se referem a toda a paisagem (Lang & Blaschke 2009). Dentre este conjunto de métricas existem aquelas adequadas para verificar a fragmentação da paisagem.

A fragmentação de habitats pode ser definida como o processo em que uma extensa área de habitat é transformada em certo número de pequenas manchas, diminuindo a área total do habitat e isolando uma mancha da outra através de uma matriz de um habitat diferente do original (Wilcove *et al.* 1986) Este processo de fragmentação pode ocorrer por causas naturais, mas isso não pode ser confundido com a fragmentação de habitat de origens antrópicas que é consequência, em especial, do retalhamento da paisagem (Lang & Blaschke 2009).

O processo de fragmentação implica em quatro alterações no padrão do habitat: (i) redução da quantidade de habitat; (ii) aumento no número de manchas; (iii) diminuição no tamanho das manchas; e (iv) aumento no isolamento das manchas. Sendo que as três últimas são uma consequência da primeira. A perda de habitat afeta de forma muito negativa a biodiversidade, pois diminui e riqueza e abundância de espécies e prejudica a distribuição de populações, além de outros efeitos indiretos. Dai surge uma

dificuldade de diferenciar os efeitos da fragmentação daqueles provocados pela perda de habitat, pois este último é muito mais forte que o primeiro (Fahrig 2003).

Estudos teóricos apontam que o efeito da fragmentação *per se* se distingue dos efeitos da perda de habitat quando a área total do habitat remanescente encontra-se abaixo de 30-20% da área original (Fahrig 1998; Flather & Bevers 2002) e tem duas causas principais: (i) um maior número de manchas menores que reduz o tamanho da população, em geral, e reduz a capacidade de persistência; (ii) aumento na quantidade de borda, pois isto pode aumentar a probabilidade de indivíduos saírem do habitat e entrarem na matriz, logo a quantidade de tempo gasto na matriz será maior em uma paisagem mais fragmentada, o que pode aumentar a taxa de mortalidade global e reduzir a taxa de reprodução geral da população (Fahrig 2003).

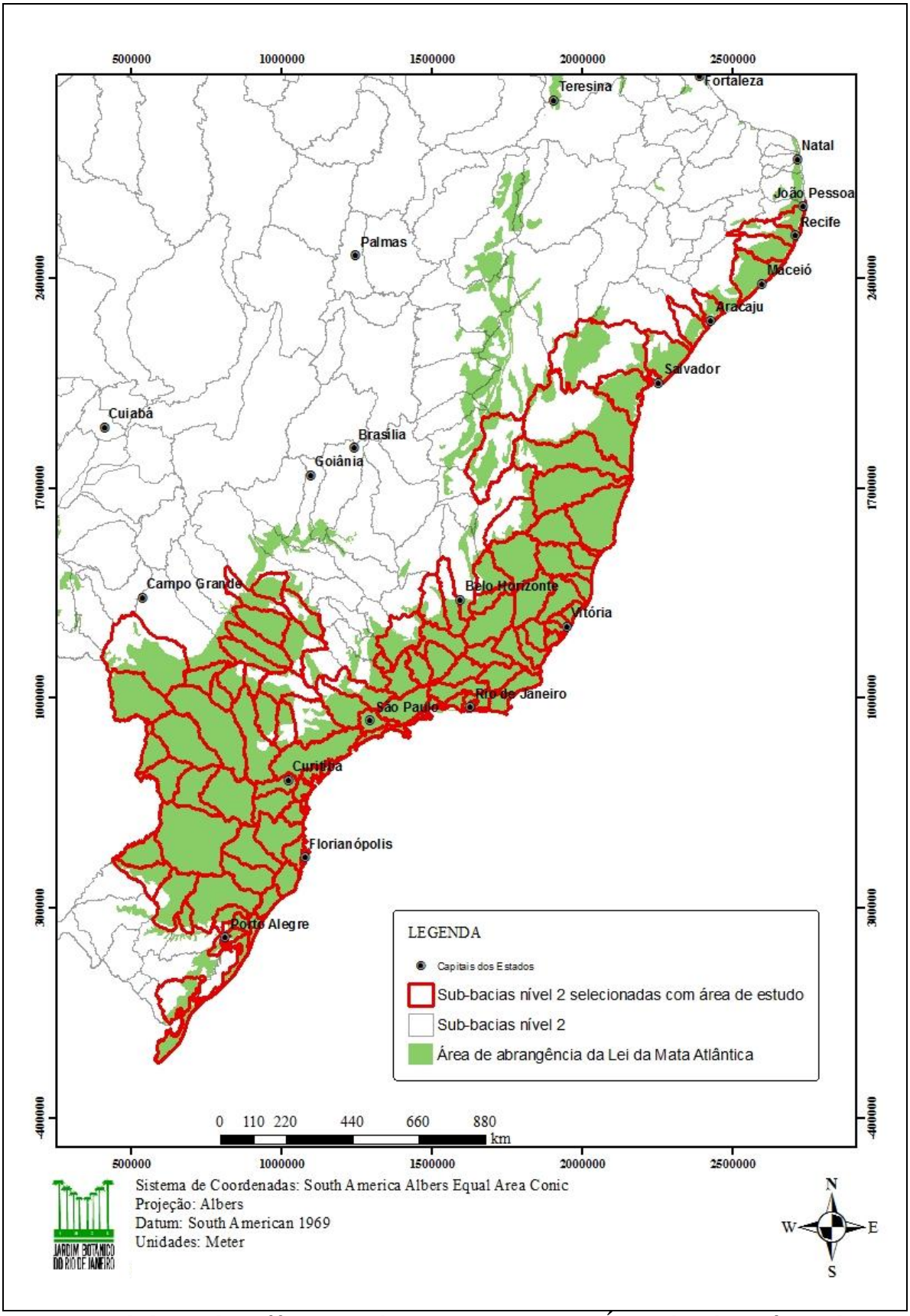
Uma vez que a ecologia da paisagem permite estudar amplas áreas e entender as relações espaciais entre os fragmentos florestais para uma determinada classe ou entre classes, é recomendável que se utilize métricas de estrutura da paisagem para comparar bacias hidrográficas quanto à fragmentação, pois não se trata apenas de quantificar a área total dos remanescentes de uma determinada classe, mas sim entender como estes remanescentes estão distribuídos ao longo da área de estudo.

3. MATERIAL E MÉTODO

3.1. Área de estudo

Para este estudo o Bioma Mata Atlântica foi compartimentado em bacias hidrográficas. A Resolução nº 32 do CNRH/MMA, de 15 de outubro de 2003, instituiu a Divisão Hidrográfica Nacional em Regiões Hidrográficas, definindo estas como espaços territoriais compreendidos por uma bacia, grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas com características naturais, sociais e econômicas homogêneas ou similares, com vistas a orientar o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. São definidas 12 grandes regiões hidrográficas no Brasil. Estas Regiões Hidrográficas podem ser subdivididas em unidades hidrográficas, as sub-bacias, as quais são apresentadas em 2 níveis, sendo que o nível 2 foi o maior nível de detalhamento disponibilizado pela Agencia Nacional de Águas – ANA.

Optou-se como área de estudo as sub-bacias nível 2 que tinham, no mínimo, 40% de sua área inserida no Bioma Mata Atlântica (Figura 6), para permitir uma melhor interpretação dos dados em relação a escala de trabalho, visto que a presente pesquisa abrange todo o bioma em questão. Além disso, algumas sub-bacias poderiam ser inseridas neste bioma simplesmente por questões relacionadas à diferenças de escala no mapeamento.



Fonte: Unidades Hidrográficas Brasileiras – ANA/2006 e Áreas de Abrangência da Lei da Mata Atlântica- IBGE/MMA (2008).

Figura 6 - Mapa das sub-bacias nível 2 definidas com área de estudo.

3.2. Aquisição e organização dos dados

Para realizar as análises foram utilizados dados vetoriais disponibilizados por instituições públicas ou organizações não governamentais. Todos os arquivos vetoriais adquiridos tiveram o DATUM e sistema de coordenadas/projeção verificados. Sempre que disponível, os metadados dos arquivos também foram adquiridos. A Tabela 5 apresenta os dados vetoriais adquiridos e suas respectivas fontes.

Tabela 5 - Dados vetoriais utilizados, informando nome, tipo de dado, fonte, ano e escala.

Nome	Detalhamento	Fonte	Escala
Área de aplicação da Lei da Mata Atlântica	Vetorização do Decreto nº 6.660, de 21/11/2008 que regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22/12/2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica.	IBGE/MMA/2008	1:5.000.000
Unidades Hidrográficas Brasileiras	Vetorização das sub-bacias nível 1 e 2 do Plano Nacional de Recursos Hídricos.	ANA/2006	1:1.000.000
Remanescentes da Mata Atlântica	Vetorização dos remanescentes da Mata Atlântica para o período compreendido entre 2011 e 2012, incluindo levantamento das áreas urbanas .	SOS Mata Atlântica/INPE/2012	1:50.000
Malha Rodoviária Nacional	Informações vetoriais das rodovias federais, estaduais e municipais, pavimentadas e não pavimentadas.	Ministério do Transporte/DNIT/2009	1:250.000
Terras Indígenas do Brasil	Informações vetoriais dos limites das Terras Indígenas do Brasil	FUNAI/2013	1:100.000
Unidades de Conservação Federais	Informações vetoriais dos limites das Unidades de Conservação Federais, de uso sustentável e proteção integral.	ICMBIO/2013	1:250.000
Unidades de Conservação Estaduais e Municipais	Informações vetoriais dos limites das Unidades de Conservação Estaduais e Municipais, de uso sustentável e proteção integral.	CNUC/MMA/2013	1:1.000.000
Territórios Quilombolas do Brasil	Informações vetoriais dos limites dos Territórios Quilombolas do Brasil	INCRA/2013	Não informada

Após a aquisição, foi utilizado o *software* ArcGIS 10.2.1 *for Desktop* (ESRI, 2014) para organização dos dados. Todos os arquivos foram agrupados em um *Geodatabase* (coleção de conjuntos de dados geográficos de vários tipos, organizado em uma pasta de arquivo comum) para evitar erros decorrentes de diferentes projeções.

Durante este processo, todos os arquivos foram reprojetados para a projeção cônica de Albers/DATUM *South America* 1969 , pois trata-se de uma projeção equivalente, que permite melhor acurácia no calculo de áreas, inclusive áreas continentais. Não foi utilizada a projeção cônica de Albers/DATUM SIRGAS 2000 porque o *software* utilizado ainda não conta com esta projeção.

3.2.1. Identificação dos remanescentes da mata atlântica e das áreas urbanas na área de estudo

Para identificação dos remanescentes da Mata Atlântica na área de estudo foi utilizado o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica referente ao período de 2011 e 2012.

Esta versão do Atlas abrange todos os limites do Bioma nos 17 estados de sua ocorrência. A principal referência para atualização do período 2011-2012 foram as imagens orbitais do sensor LISS III, a bordo do RESOURCESAT-1. As imagens foram selecionadas principalmente no segundo semestre de 2012 e serviram de base para a comparação com as imagens TM/Landsat5 e RESOURCESAT LISS III do segundo semestre de 2011, utilizados na versão anterior do Atlas. A área mínima de mapeamento, assumindo a visualização em tela na escala 1:50.000, foi definida como de 3 hectares, tanto para as áreas alteradas (desflorestamentos) como para os fragmentos florestais delimitados. Todos os valores de áreas foram calculados com base nos mapas em projeção ALBERS, DATUM SAD69 e meridiano central -45. A legenda adotada incluiu: remanescentes Florestais – *Mata*, *Desflorestamento*, *Remanescentes de Vegetação de*

Restinga, *Decremento de Vegetação de Restinga*, *Remanescentes de Vegetação de Mangue*, *Decremento de Vegetação de Mangue*, *Áreas de Formações Pioneiras* (Várzeas), *Campos de Altitude Naturais*, *Refúgios Vegetacionais*, *Dunas* e *Áreas Urbanas*. Da área total de 130.973.638 ha do Mapa da Área de Aplicação da Lei da Mata Atlântica, 81% foi avaliado no período, 7% foi parcialmente avaliado por conta de imagens parcialmente cobertas por nuvens e 12% não foi possível avaliar pela indisponibilidade de imagens (SOS Mata Atlantica & INPE 2013).

Ribeiro *et al.* (2009) verificaram a acurácia dos dados disponibilizados pelo Atlas dos Remanescentes da Mata Atlântica publicado em 2005 (escala 1:50.000), comparando os dados deste material com outros mapeamentos de grande acurácia e verificados em campo, os quais variam em escala entre 1:10.000 e 1:50.000. A partir desta comparação, os autores estimaram os índices Kappa e G (porcentagem de pixels classificados corretamente) para estes mapeamentos e concluíram que o Kappa médio foi de k= 0,4, considerado aceitável, de acordo com as categorias definidas por Landis & Koch (1977). A precisão geral (G) variou entre 76% e 97%, o que também é aceitável para a escala do levantamento realizado.

Os arquivos vetoriais disponibilizados pelo SOS Mata Atlântica são divididos por Estado, assim, após as conversões já citadas anteriormente, estes arquivos foram unidos em um único arquivo vetorial para permitir dividir os remanescentes da Mata Atlântica nas sub-bacias definidas como área de estudo. Após esta união, foram gerados dois novos arquivos vetoriais, por meio da seleção de 2 atributos: Mata e Áreas Urbanas.

Foram considerados apenas os remanescentes de atributo Mata, pois os remanescentes de Mangue e de Restinga, além de serem biologicamente diferentes, representam uma porcentagem pequena dos remanescentes estudados e não permitiriam comparar todas as áreas de estudo.

O arquivo gerado com base na seleção do atributo Mata foi então dividido nas sub-bacias nível 2 estudadas, gerando 103 arquivos vetoriais distinto, os quais foram utilizados para posterior análise de estrutura da paisagem para cada uma destas sub-bacias. Já o arquivo gerado com base na seleção do atributo Áreas Urbanas foi interseccionado com o arquivo das sub-bacias nível 2 da área de estudo, o que permitiu calcular o total de áreas urbanas por sub-bacia.

Para todos estes processamentos foi utilizado o software *ArcGIS 10.2.1 for Desktop* (ESRI 2014).

3.3. Métricas da estrutura da paisagem utilizadas

Para comparar as diferentes sub-bacias da área de estudo quanto a estrutura da paisagem foram utilizados os arquivos vetoriais descritos no item 3.2.1, referentes ao atributo Mata. Para o processamento foi utilizado o software *ArcGIS 10.2.1 for Desktop* (ESRI, 2014) e a extensão V-LATE 2.0 Beta (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*) que utilizada dados vetoriais para o calculo das métricas da paisagem.

Existem duas grandes categorias de métricas da paisagem, as de composição e as de disposição. Os parâmetros de disposição, os quais foram utilizados neste trabalho, quantificam o arranjo espacial das unidades da paisagem em termos de grau de fragmentação e frequência de contato entre as diferentes unidades semelhantes, assim como área, formato e complexidade de formas de manchas que compõe o mosaico da paisagem (Metzger 2004). A Tabela 6 apresenta as métricas da paisagem utilizadas.

Tabela 6 - Métricas da paisagem calculadas para os fragmentos da classe mata na área de estudo.

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Observação	Fórmula	
Área	NP	Número de manchas	n	Representa quantas manchas são encontradas por classe.	$NP = \sum ni$	
	CA	Área da classe	km^2	Somatório da área de todas as manchas da classe estudada.	$CA=\sum_{i=1}^{n} ci$	ci = área da i-ésima mancha correspondente a classe avaliada.
	MPS	Tamanho médio da mancha	m^2	Soma do tamanho das manchas dividido pelo número de manchas.	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^{n} aij}{n_i}$	aij = área do fragmento i na classe j; ni = número de fragmentos da classe.
	PSSD	Desvio padrão do tamanho da mancha	m^2	Qual é a intensidade do espalhamento do tamanho da mancha em volta do valor médio.	$PSSD = \frac{\sqrt{\sum_{j=1}^{n}\left[aij-\left(\frac{\sum_{j=1}^{n} aij}{n_i}\right)\right]}}{ni}\left(\frac{1}{10.000}\right)$	
Bordas	TE	Soma das bordas	m	Qual é a extensão total das bordas da classe analisada	$TE = \sum_{i=1}^{n} e_i$	ei= borda (perímetro) da i-ésima mancha
	ED	Densidade das bordas	m/ha	Extensão total das bordas em relação a área total da paisagem.	$ED = \frac{TE}{\text{Áreatotaldapaisagem (ha)}}$	
	MPE	Comprimento médio da borda	m	Extensão média da borda dos fragmentos analisados.	$MPE = TE/NP$	
Análise de forma	MSI	Índice médio de forma	adim	É igual a um quando todas as manchas forem circulares e aumenta com a crescente irregularidade da forma da mancha.	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^{n}\left(\frac{pij}{2\sqrt{\pi.aij}}\right)}{ni}$	pij = perímetro da mancha, aij = área do fragmento i na classe j; ni = número de manchas da classe estudada.
	MPAR	Razão média do perímetro pela área	m/m^2	média da relação perímetro área para classe.	$MPAR = \frac{\sum_{j=1}^{n}(aij/e_i)}{ni}$	
	MFRACT	Dimensão fractal média	adim.	Os valores se aproximam de um para formas com perímetro simples e chega a dois quando as formas forem complexas.	$MFRACT = \frac{\sum_{j=1}^{n}\left(\frac{2\ln p_{ij}}{\ln a_{ij}}\right)}{ni}$	
Retalhamento	DIVISION	Grau de divisão da paisagem	%	Qual o grau de retalhamento para a classe avaliada (probabilidade que dois pontos aleatórios não sejam da mesma mancha).	$DIVISION = 1 - \sum_{j=1}^{n}\left(\frac{a}{A}\right)^2 * 100$	A= área original; a= área da superfície parcial
	MESH	Tamanho efetivo da malha	Km^2	Qual é o tamanho médio ponderado das manchas para a classe.	$MESH = \frac{\sum_{j=1}^{n} a^2}{A}$	
	SPLIT	Índice de retalhamento	-	Área total dividida por MESH.	$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^{n} a^2} = \frac{A}{MESH}$	

Fonte: (McGarigal & Markes 1995; Lang & Blaschke 2009)

3.4. Indicadores de pressão antrópica nas áreas de estudo

Como indicadores de pressão antrópica foram utilizadas a densidade de rodovias e a densidade de áreas urbanas por sub-bacia da área de estudo.

Para calcular a densidade de rodovias foram utilizados os dados vetoriais disponibilizados pelo Ministério do Transporte, sendo consideradas as rodovias pavimentadas e não pavimentadas, federais, estaduais e municipais, tendo sido descartadas apenas as rodovias em planejamento. Os trechos rodoviários selecionados foram então unidos em um único arquivo vetorial e interseccionado com as sub-bacias nível 2, resultando na extensão total de rodovias para cada uma das sub-bacias. A razão entre esta extensão e a área da respectiva sub-bacia resulta na densidade de rodovias por sub-bacia.

Para calcular a densidade de áreas urbanas foram utilizados os arquivos vetoriais descritos no item 3.2.1, referentes ao atributo Áreas Urbanas. Para tanto, primeiramente foi criado um único arquivo vetorial com todas as áreas urbanas levantadas o qual foi interseccionado com os dados referentes às sub-bacias nível 2, resultando na extensão total de áreas urbanas para cada uma das sub-bacias. A razão entre esta extensão e a área da respectiva sub-bacia resulta na densidade de áreas urbanas por sub-bacia nível 2.

3.5. Total de áreas protegidas na sub-bacias nível 2

Para identificar a área total das áreas protegidas foram consideradas as Unidades de Conservação Federais, Estaduais e Municipais, as Terras Indígenas e os Territórios Quilombolas.

Todos os arquivos foram unificados em um único arquivo denominado Áreas Protegidas. Este arquivo foi então interseccionado com os limites das sub-bacias nível 2 e

então foi possível determinar a área total de áreas protegidas contidas em cada uma das sub-bacias nível 2 estudadas.

A Figura 7 apresenta, de maneira esquemática, o fluxo de processamento dos dados vetoriais.

3.6. Análise dos dados e agrupamento das sub-bacias

Buscando agrupar as sub-bacias com base em todas as variáveis estudadas, foi realizada uma análise de agrupamento (*cluster analysis*) que consiste em um conjunto de técnicas numéricas cujo propósito fundamental é classificar valores de uma matriz de dados em grupos discretos. A técnica empregada considerou a similaridade entre as sub-bacias por meio do método de agrupamento pareado igualmente ponderado (*unweighted pair group method – UPGM*), utilizando como medida de similaridade o coeficiente de correlação de Pearson (LANDIM, 2010). Para esta análise foi utilizado o *software* MVSP – *Multi-Variate Statistical Package: Kovach Computing Services*, versão 3.1.

Para entender o que distinguiu os grupos formados na referida análise foram calculadas a média e desvio padrão das variáveis para cada grupo. Para esta análise foi utilizado o *software* R, versão 3.1.1, com o pacote *Rcmdr*, Versão 2.0-4, e sempre que necessário foi realizado o teste de análise de variância (ANOVA) seguido do teste de Tukey para verificar se houve diferença significativa entre os grupos.

Com base nas diferenças e similaridades dos grupos e na interpretação destes resultados para a análise de fragmentação, as sub-bacias foram reclassificadas em três grupos distintas: (i) menor fragmentação;(ii) fragmentação intermediária; (iii) maior fragmentação.

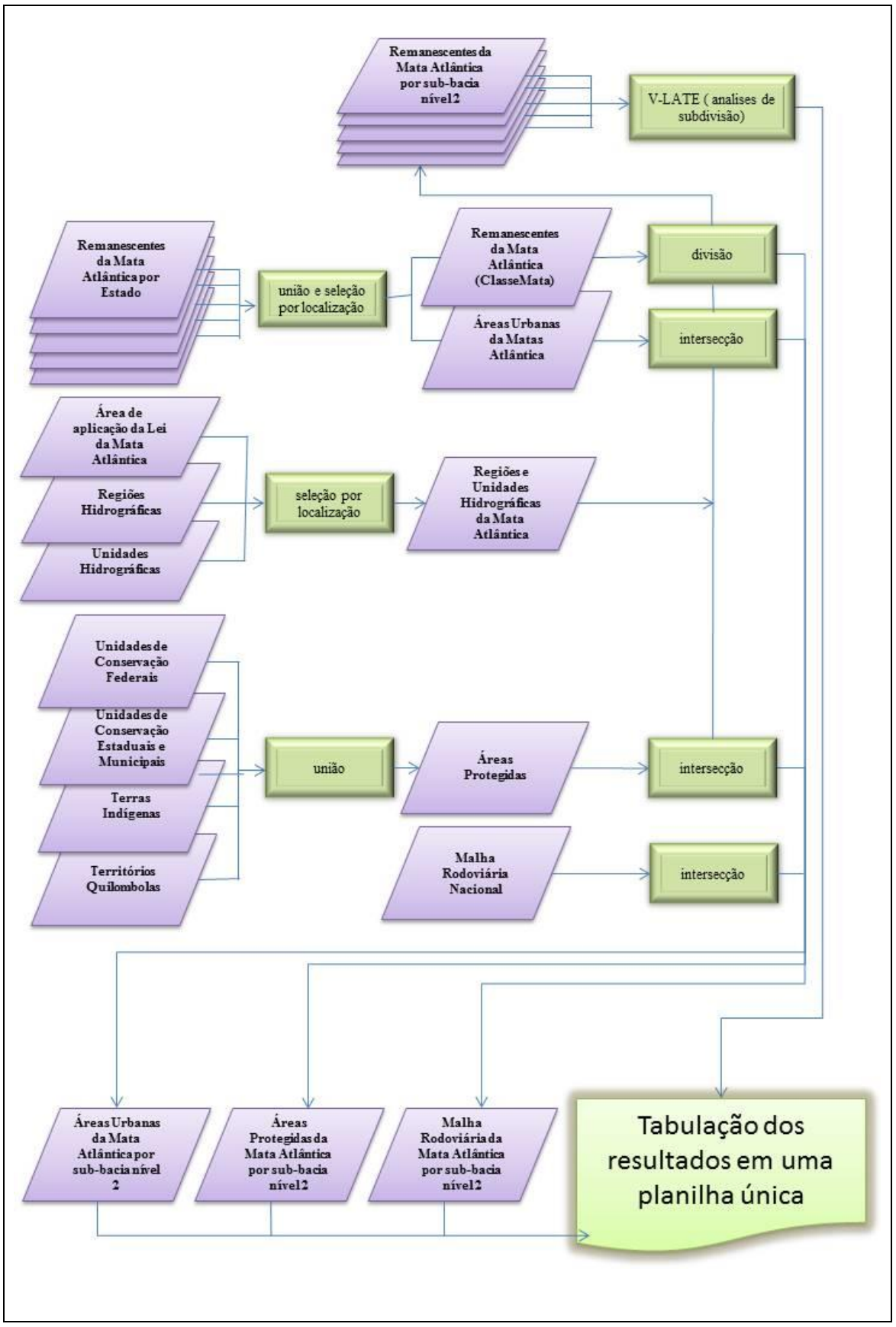


Figura 7 - Demonstração esquemática das etapas de geoprocessamento.

3.7. Análise da viabilidade ambiental da compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais e priorização de áreas para adoção do mecanismo

A partir dos agrupamentos das sub-bacias nível 2 e da análise das variáveis que diferem estes grupos, foi possível identificar alguns dos possíveis efeitos que a desoneração de Reserva Legal por meio da compra de imóveis em Unidades de Conservação poderá causar. Para tanto foi organizada uma matriz que evidencia os possíveis cenários, considerando as classes de sub-bacia conforme a fragmentação, e indica aspectos positivos e negativos para cada um destes cenários.

Além disso, foi possível identificar, nos grupos de sub-bacias mais fragmentadas, se há ou não a presença de áreas prioritárias para a conservação, permitindo assim identificar áreas prioritárias para a adoção do mecanismo de compensação de reserva legal. Para isso foram cruzados os resultados dos agrupamentos das sub-bacias nível 2 com as áreas prioritárias para conservação divulgadas pelo Ministério do Meio Ambiente-MMA, através da Portaria Ministerial nº 9, de 23/01/2007, publicada no Diário Oficial da União de 24/01/2007, cujo arquivo vetorial é disponibilizado pelo MMA em sua página na *web*.

Para identificar as Unidades de Conservação federais que devem participar de programas de incentivo a compensação de Reserva Legal foram cruzados os resultados dos agrupamentos das sub-bacias nível 2, para a classe das sub-bacias de maior fragmentação, com as informações de passivo de regularização fundiária fornecidos pela Coordenação de Consolidação Territorial do ICMBio em 2014, identificando as Unidades de Conservação ainda não regularizadas e presentes nestas sub-bacias.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Agrupamento das sub-bacias e análise das variáveis

A Tabela 7 apresenta à média, desvio padrão e coeficiente de variação para cada uma das variáveis analisadas, considerando todas as sub-bacias da área de estudo.

Tabela 7 - Média, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis analisadas considerando todas as sub-bacias nível 2 da área de estudo.

Variáveis	Média	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação
CA (km2)	1219,341	1449,584	1,18882582
Densidade de Área Urbana (m2/km2)	19312,63	37615,91	1,94773607
Densidade de rodovias (m/km2)	90,3977	31,65327	0,35015566
DIVISION	95,14155	9,366017	0,09844297
ED	85,10282	28,22124	0,33161343
Mesh_km2	90,98062	278,6005	3,06219623
MFRACT	1,309573	0,1206282	0,09211265
MPAR	0,692301	3,447862	4,9802941
MPE	4216,615	3630,69	0,86104376
MPS	911500,8	2241262	2,45887026
MSI	2,49535	6,339457	2,54050853
NP	2511,291	2388,475	0,95109452
% de Áreas Protegidas na sub-bacia	10,80129	17,29439	1,60114144
%CA na sub-bacia	11,71749	11,98838	1,02311816
PSSD	7060141	17212830	2,43802931
SPLIT	210,7826	265,4082	1,25915605
TE	8971730	8562754	0,954415

NP (Número de manchas); CA (Área da classe); MPS (Tamanho médio da mancha); PSSD (Desvio padrão do tamanho da mancha); TE (Soma das bordas); ED (Densidade das bordas); MPE (Comprimento médio da borda); MSI (Índice médio de forma); MPAR (Razão média do perímetro pela área); MFRACT (Dimensão fractal média); DIVISION (Grau de divisão da paisagem); MESH (Tamanho efetivo da malha); SPLIT (Índice de retalhamento)

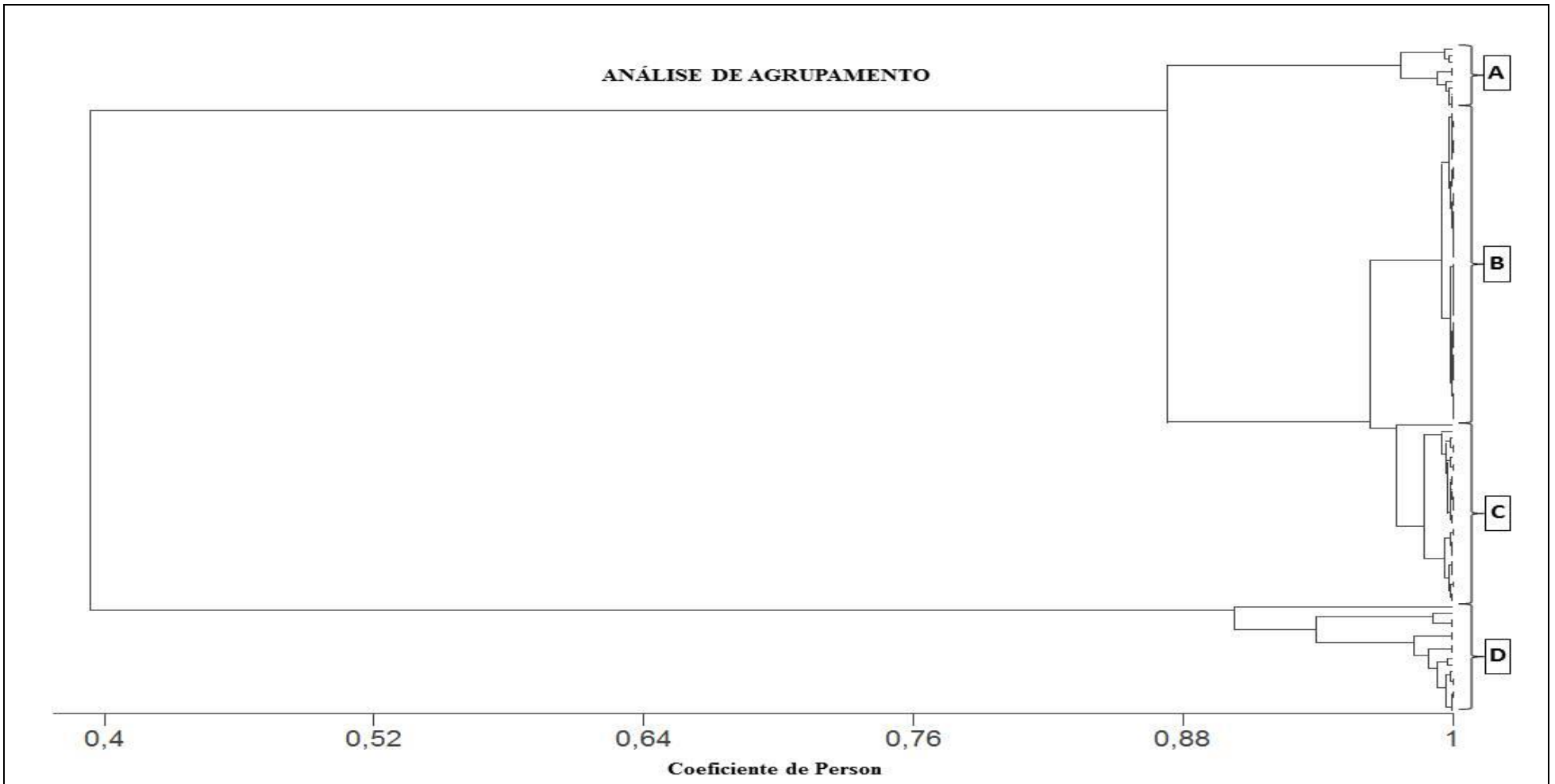
De maneira geral observou-se um coeficiente de variação alto, o que indica uma grande dispersão dos valores em torno da média, sugerindo que as sub-bacias da área de estudo não são homogêneas para as variáveis analisadas, o que é esperado, pois o Bioma Mata Atlântica não é homogêneo quanto ao uso do solo e foi fragmentado de diferentes formas ao longo da história, como demonstrado no itens 2.2 e 2.3 da revisão bibliográfica.

Neste sentido foi possível destacar que os valores de tamanho médio das manchas (MPS), razão média do perímetro pela área (MPAR), índice médio de forma (MSI) e tamanho efetivo da malha (MESH) têm as maiores dispersões, o que indica que ao mesmo tempo em que existem sub-bacias que contém fragmentos, em média, maiores e com formas mais adequadas para conservação, temos aquelas sub-bacias compostas por fragmentos pequenos e com formatos menos apropriados para conservação.

É esperado que a maior parte das sub-bacias se encontrem na segunda opção, uma vez que após cinco séculos de intensa fragmentação, predominam na Mata Atlântica fragmentos menores que 100 ha (Teixeira *et al.* 2009). De maneira mais detalhada, apenas 0,0008% dos fragmentos deste bioma tem tamanho entre 500.000 e 1.200.000 ha, representando 10,3% da área total dos remanescentes da Mata Atlântica, enquanto que 83,4% dos fragmentos tem área menor que 50 ha e representam 20,2 % da área total de remanescentes (Ribeiro *et al.* 2009).

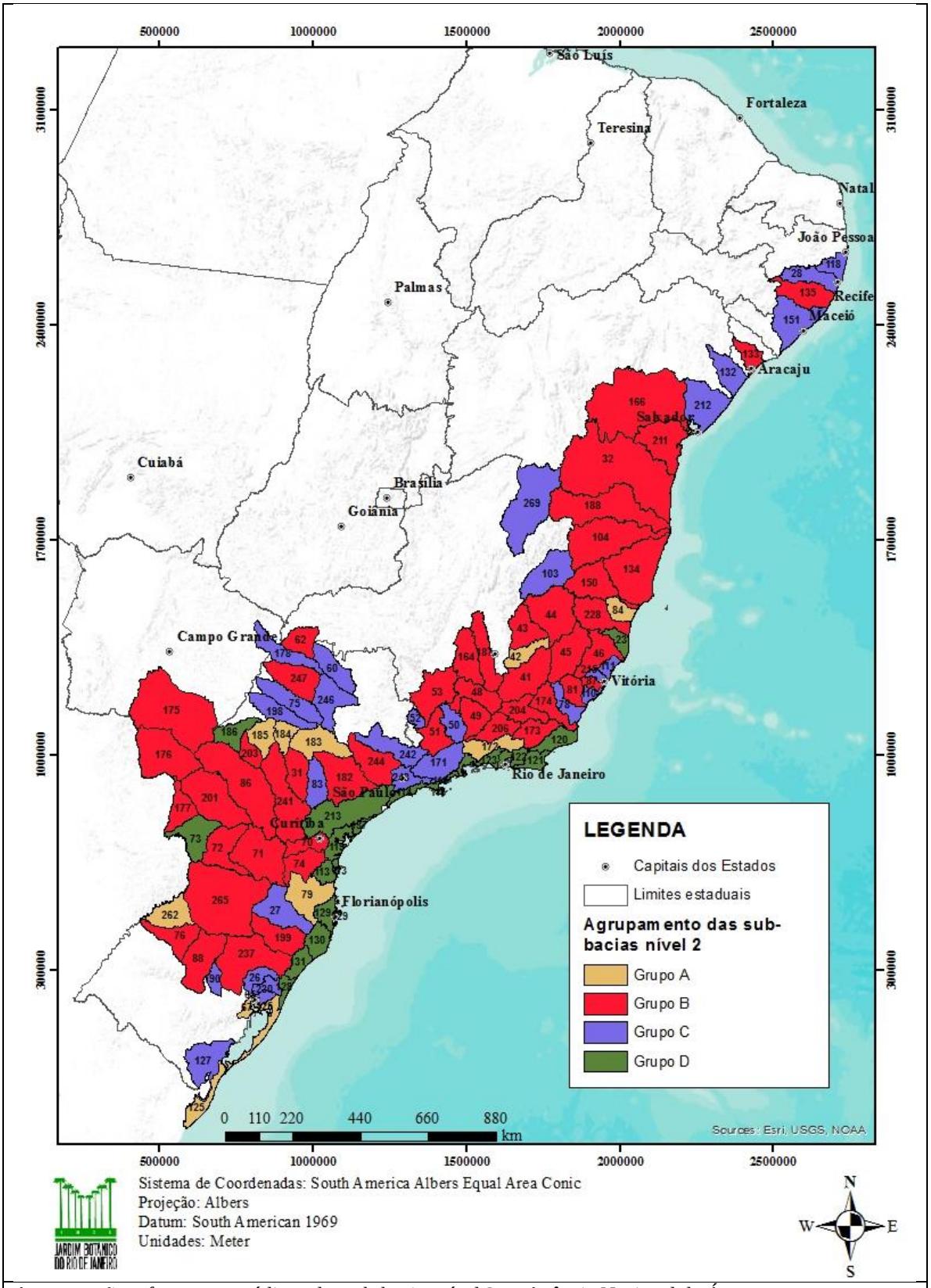
Cabe destacar que a variável grau de divisão da paisagem (DIVISION) teve baixo coeficiente de variação e média de 95,14%, o que indica que a maioria das sub-bacias estudadas também apresentam valores próximos à esta média, ou seja, são áreas bastante fragmentadas.

Com base na análise de agrupamento as sub-bacias da área de estudo foram separadas em quatro grupos distintos (A, B, C e D), conforme apresentado no dendograma da Figura 8 e mapa da Figura 9. Este primeiro agrupamento demostra que fatores como relevo e tipo de uso do solo, os quais não foram considerados nesta análise, podem ajudar a explicar o agrupamento, pois o grupo D concentra sub-bacias com relevo mais acidentado, menor acessibilidade e baixo potencial agrícola, enquanto que as sub-bacias do grupo B concentram em áreas mais favoráveis a antropização.



A-(Grupo A formado pelas seguintes sub-bacias nível 2: 42; 67; 79; 84; 125; 172; 183; 184; 185; e 262). **B- (**Grupo B formado pelas seguintes sub-bacias nível 2: 31; 32; 41; 43; 44; 45; 46; 48; 49; 51; 53; 62; 70; 71; 72; 74; 76; 81; 86; 87; 88; 104; 133; 134; 135; 150; 164; 166; 173; 174; 175; 176; 177; 182; 187; 188; 199; 201; 203; 204; 206; 211; 228; 237; 241; 244; 247; 265) **C-** (Grupo C formado pelas seguintes sub-bacias nível 2: 26; 27; 28; 50; 52; 60; 65; 75; 78; 83; 103; 110; 111; 118; 127; 132; 151; 171; 178; 190; 198; 212; 215; 230; 242; 243; 246; 269**). D-** (Grupo D formado pelas seguintes sub-bacias nível 2: 23; 73; 113; 114; 115; 119; 120; 121; 122; 123; 128; 129; 130; 131; 137; 186; 213.) Os números referem-se aos códigos das sub-bacias nível 2 na Agência Nacional de Águas.

Figura 8- Análise de agrupamento considerando a similaridade entre as sub-bacias nível 2 para todas variáveis da paisagem analisadas.

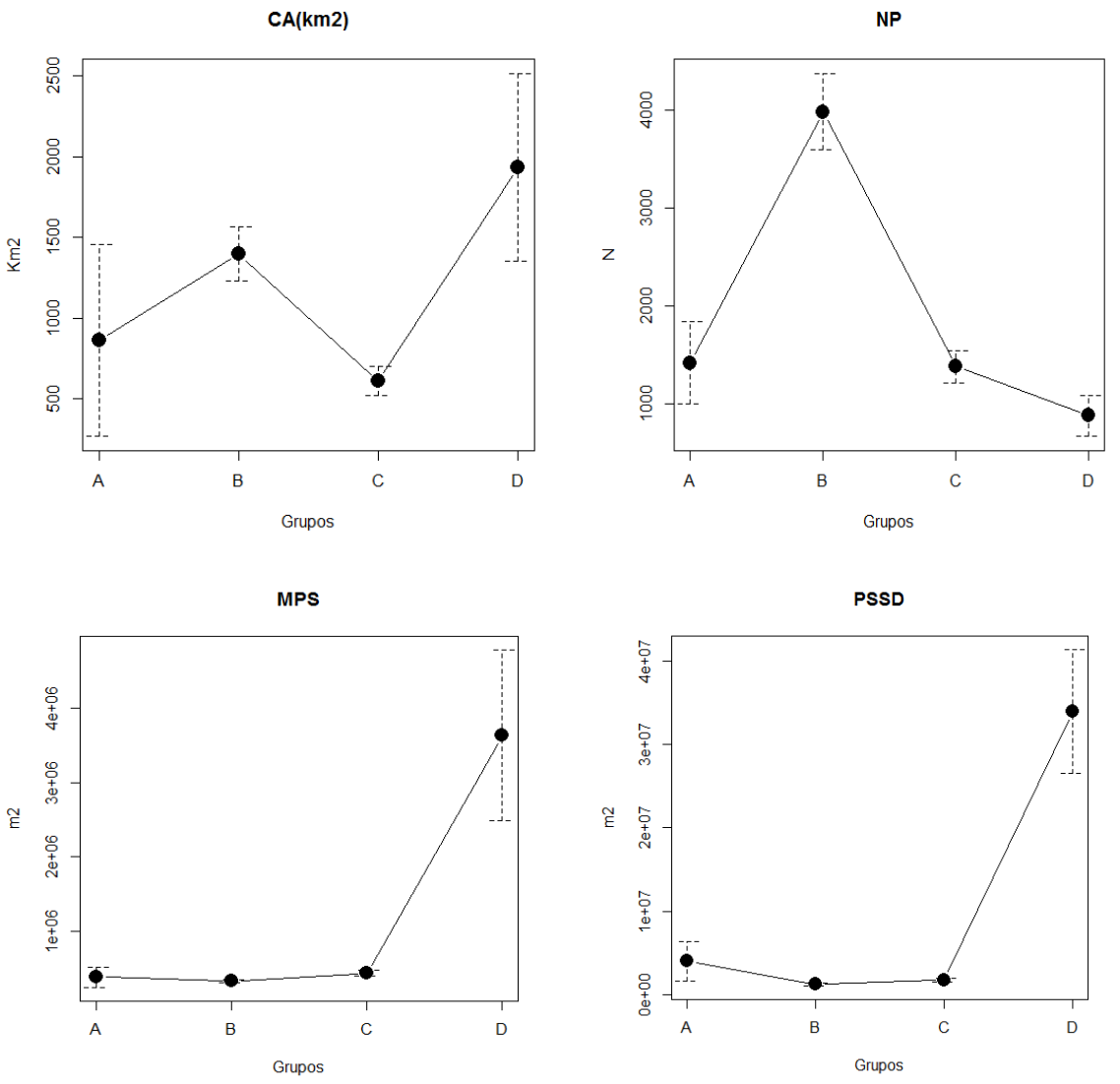


A numeração refere-se aos códigos das sub-bacias nível 2 na Agência Nacional de Águas.

Fonte: Unidades Hidrográficas Brasileiras – ANA/2006

Figura 9- Mapa dos grupos de sub-bacias nível 2 formados a partir da análise de agrupamento considerando a similaridade entre as sub-bacias para todas as variáveis da paisagem analisadas.

Quando os grupos de sub-bacias foram comparados quanto as métricas de número de manchas e área (Figura 10), os resultados demonstraram que a cobertura média total do remanescentes (CA) do grupo C é significativamente menor que do grupo D (p>0,05) e também é menor que do grupo B (p>0,1). Quanto ao número de manchas (NP), o grupo B é significativamente maior que os demais (p>0,01). Para o tamanho médio das manchas (MPS) e o desvio padrão do tamanho da mancha (PSSD), o grupo D é significativamente maior que os outros grupos (p > 0,001), sendo que os demais grupos não se diferenciam de maneira significativa.



CA (Área da classe); NP (Número de manchas); MPS (Tamanho médio da mancha); PSSD (Desvio padrão do tamanho da mancha)

Figura 10 - Métricas relativas a área e o número de manchas para os grupos A, B, C, D.

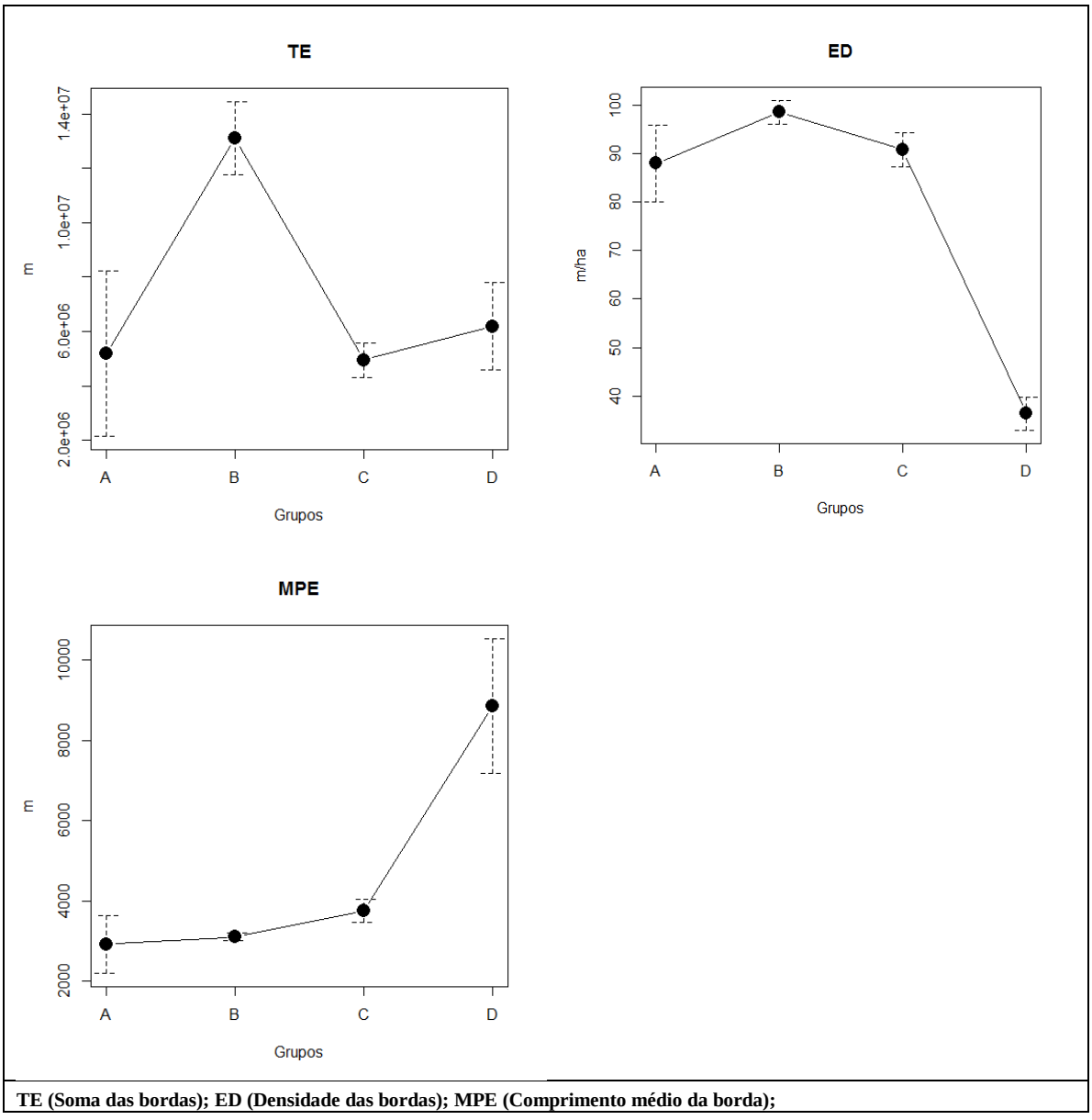
Desta forma foi possível interpretar que as sub-bacias do grupo D concentram os maiores fragmentos e tem uma cobertura média total maior que os demais grupos, ao mesmo tempo em que o grupo B tem um número significativamente maior de fragmentos que os demais e, como esta tendência não se repete na cobertura média total (CA), é aceitável considerar que este grupo é mais fragmentado que os demais, quando consideradas estas métricas.

Quando os grupos de sub-bacias foram comparados quanto as métricas relativas a borda (Figura 11), os resultados demonstraram que o grupo B tem a média de soma total das bordas (TE) significativamente maior que os demais grupos ($p>0,05$), os quais não se diferenciam quanto a esta métrica. O grupo D tem a densidade de borda (ED) significativamente menor que os demais grupos ($p>0,001$) e o tamanho médio das bordas (MPE) significativamente maior que os demais grupos ($p>0,001$), os quais não se diferenciam quanto a estas métricas.

Estes resultados corroboram que o grupo B tem um maior número de fragmentos de menor tamanho, o que resulta em um somatório de borda maior, o que também indica maior fragmentação deste grupo. Ao mesmo tempo, reforçam a ideia de que o grupo D tem um menor número de fragmentos relativamente grandes, demonstrando menor fragmentação.

Para as métricas relacionadas à forma (Figura 12), o grupo D é significativamente maior que os outros grupos para todas as variáveis analisadas ($p>0,05$), enquanto que os demais grupos não se diferenciam. Isso indica que as sub-bacias do grupo D têm formas mais complexas e irregulares o que confirma o resultado de comprimento médio de borda (MPE). Este resultado também pode ser relacionado com o fato das sub-bacias do grupo D estarem em áreas de relevo acidentado, logo, como muitos dos grandes remanescentes seguem uma determinada cota altimétricas como limite, a forma destas áreas são

complexas e, consequentemente, isso aumenta o comprimento de borda destes remanescentes.

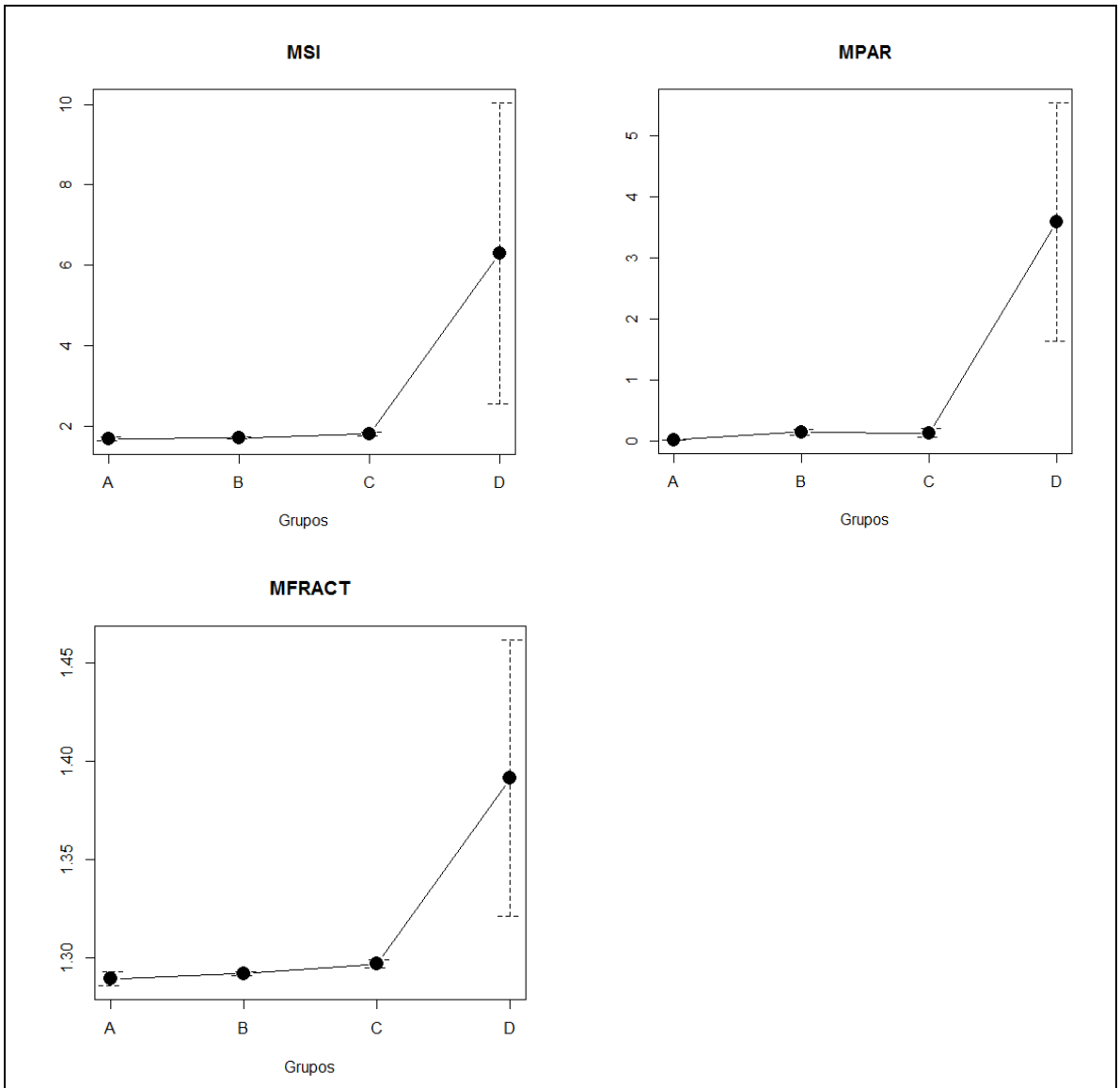


TE (Soma das bordas); ED (Densidade das bordas); MPE (Comprimento médio da borda);

Figura 11 - Métricas relativas a borda para os grupos A, B, C e D.

Quando os grupos de sub-bacias foram comparados quanto as métricas relativas ao retalhamento (Figura 13), os resultados demonstraram que o grupo D tem em média um grau de divisão da paisagem significativamente menor que os demais grupos ($p>0,001$) ao mesmo tempo em que o grupo A também é significativamente menor que o grupo B para esta variável ($p>0,05$). Além disso, o grupo D tem tamanho médio efetivo

da malha (MESH) significativamente maior que os demais grupos (p>0,001), os quais não se diferenciam para esta métrica. Quando comparados quanto ao índice de retalhamento (SPLIT) o grupo B é significativamente maior que os demais grupos (p>0,001).

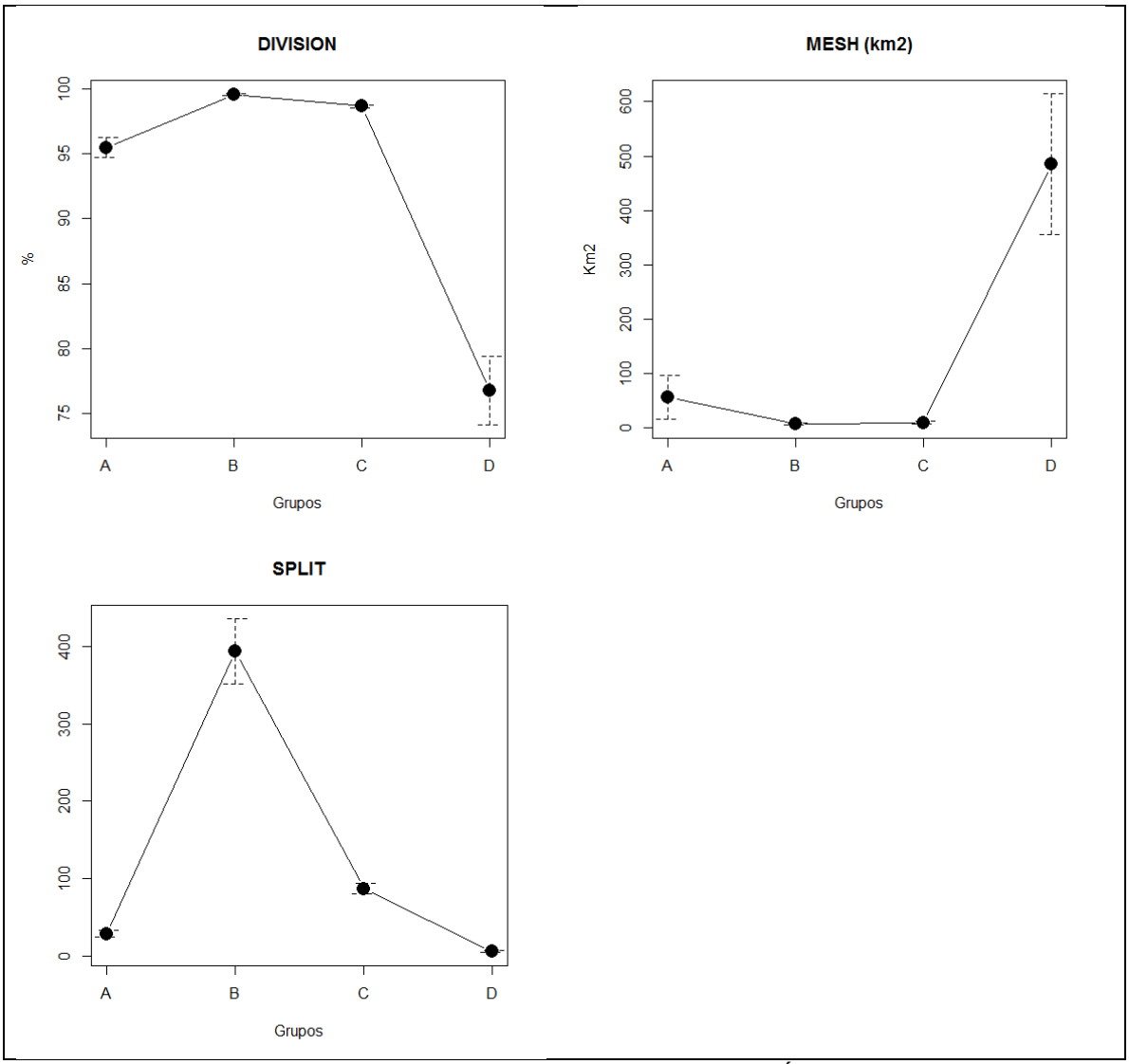


MSI (Índice médio de forma); MPAR (Razão média do perímetro pela área); MFRACT (Dimensão fractal média);

Figura 12 - Métricas relativas a forma para os grupos A, B, C e D.

Estes resultados confirmam que as sub-bacias do grupo D são compostas por fragmentos maiores e, de maneira geral, são sub-bacias menos fragmentadas que as demais. Além disso, confirmam que o grupo B é formado por sub-bacias mais fragmentadas e que o grupo A é menos fragmentado que o B.

Os grupos não apresentam diferenças significativas para os indicadores de antropização analisados (Figura 14). Quanto a porcentagem de áreas protegidas nas sub-bacias (Figura 15), a média de áreas protegidas do grupo D é significativamente maior que as demais (p> 0,001), mostrando que as áreas mais conservadas da Mata Atlântica correspondem com as áreas mais protegidas.



DIVISION (Grau de divisão da paisagem); MESH (Tamanho efetivo da malha); SPLIT (Índice de retalhamento)

Figura 13 - Métricas relativas ao retalhamento para os grupos A, B, C e D.

Com base nas observações anteriores é possível interpretar que o grupo D contem as sub-bacias com menor fragmentação, com fragmentos maiores e com formas mais complexas, ao mesmo tempo em que são sub-bacias significativamente mais protegidas que os demais grupos. É importante ressaltar que a maior parte das sub-bacias do grupo D

estão localizadas em áreas de relevo acidentado, em que a ocupação humana é mais difícil.

As sub-bacias do grupo A e C são intermediárias entre o grupo B e D para a fragmentação. Não há diferença significativa entre estes dois grupos para nenhuma das variáveis analisadas. Já o grupo B é formado por sub-bacias mais fragmentadas, compostas predominantemente por fragmentos pequenos.

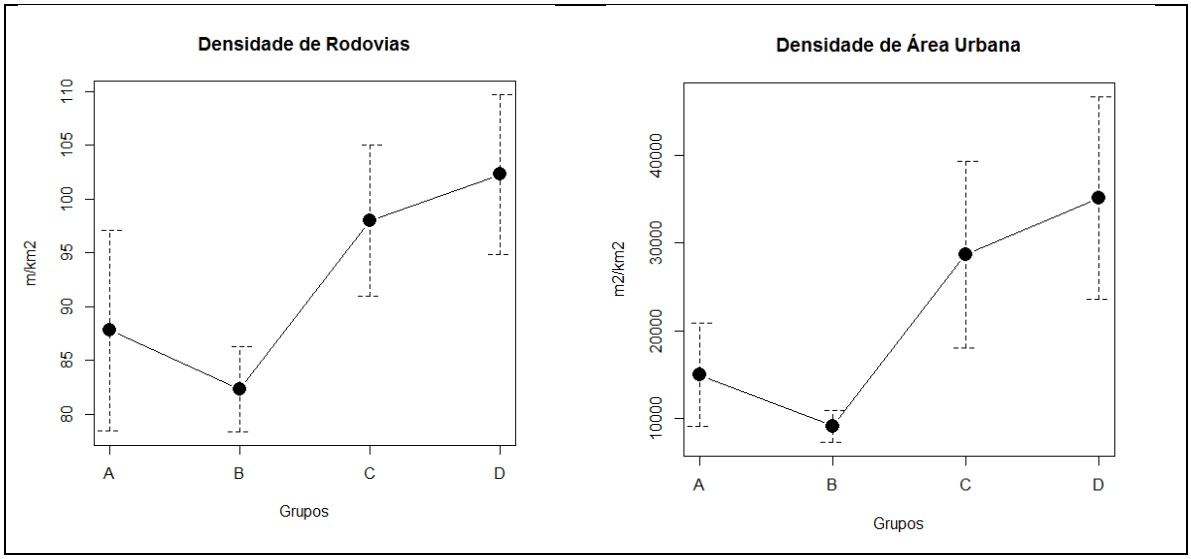


Figura 14 - Indicadores de antropização para os grupos A, B, C e D.

Os resultados para cobertura total (CA) levam a entender que mesmo as sub-bacias do grupo B sendo mais fragmentadas, estas teriam, na média, área total de remanescentes comparável com o grupo D. Para verificar essa alternativa, os grupos foram comparados, de maneira complementar, quanto a porcentagem de remanescentes na área de Mata Atlântica de cada sub-bacia, e os resultados apontam que o grupo D é significativamente maior ($p > 0{,}001$) que os demais (Figura 15)

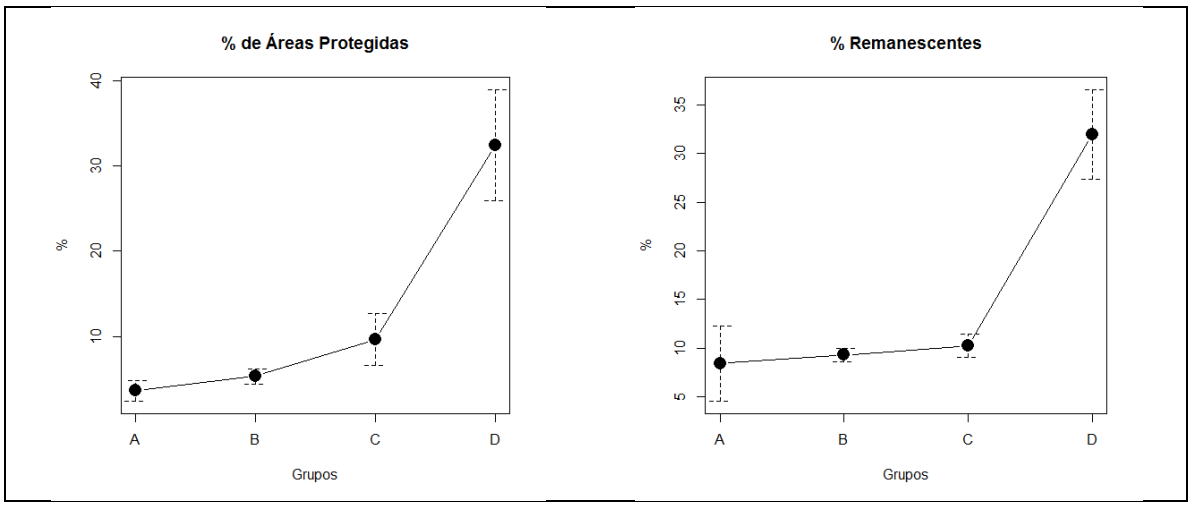


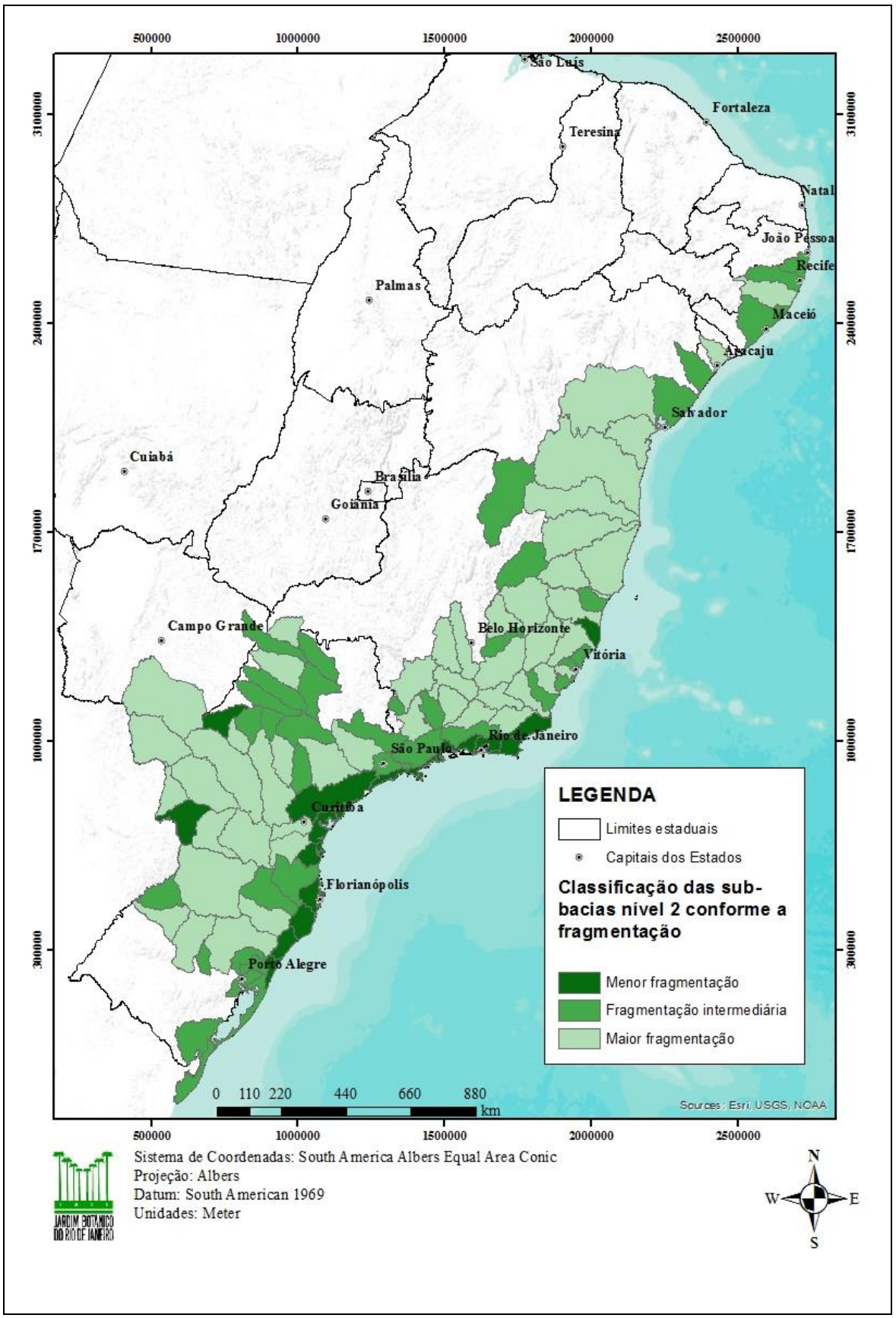
Figura 15 - Porcentagem de áreas protegidas e de remanescentes da Mata Atlântica para os grupos A, B, C e D.

Diante dos resultados e da interpretação dos atributos que diferem as sub-bacias dos grupos A, B, C e D foi possível reagrupar as sub-bacias em três classes: (i) menor fragmentação, composta pelas sub-bacias nível 2 do grupo D; (ii) fragmentação intermediária, composta pelas sub-bacias nível 2 dos grupos A e C; e (iii) maior fragmentação, composta pelas sub-bacias nível 2 do grupo B. O resultado deste reagrupamento é apresentado na Figura 16.

As sub-bacias da classe de menor fragmentação têm, de maneira geral, características de relevo e cobertura florestal similares (Figura 2, Figura 16 e Figura 17) estando majoritariamente concentradas na região litorânea dos estados do sul e sudeste do Brasil. A formação florestal predominante para esta classe é a Floresta Ombrófila Densa, sendo exceções a sub-bacia 73 na região de Foz do Iguaçu, no estado do Paraná, e a sub-bacia 186, na região do Pontal do Paranapanema, na divisa entre os estados de São Paulo e Paraná, as quais estão inseridas na área de abrangência da Floresta Ombrófila Semidecidual. Quanto ao relevo, estas sub-bacias estão predominantemente em regiões litorâneas, como as planícies marinhas e os tabuleiros costeiros , assim como em regiões acidentadas, como a Serra do Leste Catarinense e as escarpas e reversos da Serra do Mar.

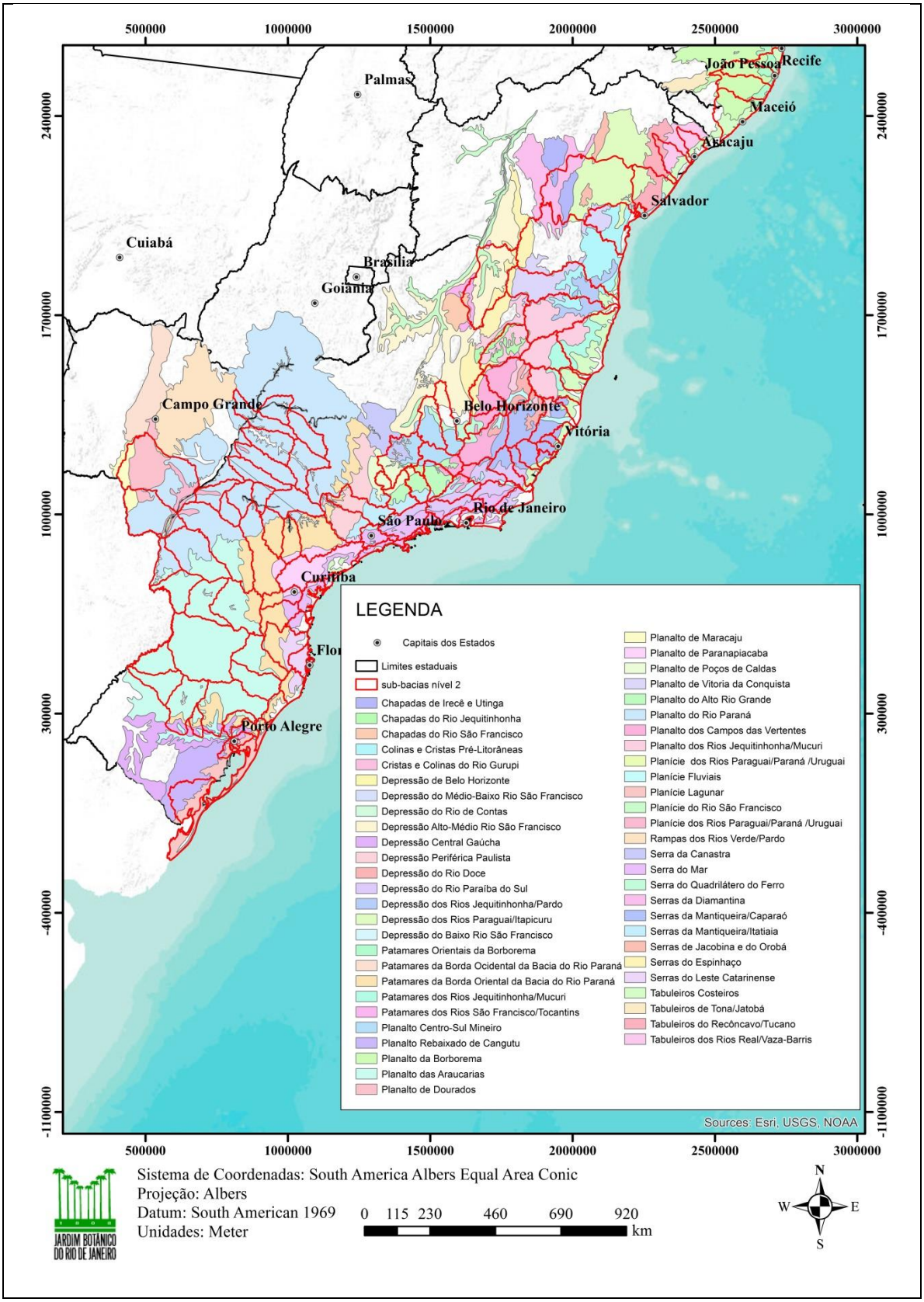
Já as sub-bacias da classe de fragmentação intermediária estão localizadas, predominantemente nas áreas de abrangência da Floresta Ombrófila Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa. Quanto ao relevo, esta classe de sub-bacia ocorre desde as planícies marinhas e tabuleiros costeiros até os planaltos do interior do continente, como o Planalto das Araucárias e o Planalto Central da Bacia do Paraná. Esta classe também está associada à regiões acidentadas como a Serra do Mar e Serra da Mantiqueira, na região sudeste, e às cristas e colinas pré-litorâneas na região nordeste (Figura 2,Figura 16 e Figura 17).

Para as sub-bacias da classe de maior fragmentação é possível identificar similaridade entre as sub-bacias quando estas são analisadas por região do país (Figura 2, Figura 16 e Figura 17). Na região sul esta classe ocorre nas áreas de abrangência da Floresta Estacional Decidual, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, estando associadas ao Planalto das Araucárias, ao Planalto Central da Bacia do Paraná e ao Patamar Oriental da Bacia do Paraná. Já na região sudeste esta classe de sub-bacia está associada à Floresta Estacional Semidecidual e às Áreas de Tensão Ecológica. Quanto ao relevo, no estado de São Paulo estão associadas ao Planalto Central da Bacia do Paraná e à Depressão Periférico Paulista. Já em Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo ocupa desde áreas menos acidentadas, como o Planalto Central Sul Mineiro e as Chapadas, Planaltos e Patamares associados às bacias dos rios Jequitinhonha e Pardo, até regiões mais acidentadas, como as Serras da Mantiqueira e do Espinhaço. Na região nordeste ocorre em diferentes formações florestais, com destaque a Floresta Ombrófila Densa no sul da Bahia. Quanto ao relevo, ocorre em áreas suave-onduladas, como a depressão sertaneja, até regiões mais acidentadas, como os morros, cristas e colinas pré-litorâneas e o Planalto da Borborema.



Fonte: Unidades Hidrográficas Brasileiras – ANA/2006

Figura 16 - Mapa das sub-bacias nível 2 reagrupadas em classes de fragmentação.



Fonte: Unidades Hidrográficas Brasileiras – ANA/2006; Unidades de Relevo do Brasil IBGE/Embrapa /2006

Figura 17- Mapa das unidades de relevo na área de estudo

4.2. A compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais do Bioma Mata Atlântica

As áreas privadas tem papel essencial para conservação, mas para isso é preciso impedir a perda de habitat e promover a restauração nestas áreas, o que acarreta em limitações sobre a forma de uso, necessidade de investimentos e inevitáveis conflitos de interesse. No Brasil, 53% da vegetação nativa ocorre em propriedades privadas (Soares-Filho *et al.* 2014). Desta forma, não há como discutir conservação em larga escala sem contemplar estas áreas. Buscando garantir a manutenção de serviços ambientais e a conservação da biodiversidade nas áreas privadas, o Código Florestal obriga os proprietários a conservar Áreas de Preservação Permanente (APP) e áreas de Reserva Legal (RL).

Se todos os imóveis rurais mantivessem essas áreas, haveria, mesmo em regiões bastante antropizadas, uma paisagem em um estado de equilíbrio, e esse deve ser o objetivo maior dos órgãos ambientais e da sociedade de forma geral, porém, isso não ocorre. Na verdade, a maioria das propriedades rurais brasileiras acumula um grande passivo em relação à manutenção das APP e RL. (Sparovek *et al.* 2011; Soares-Filho 2013).

Segundo Soares-Filho (2013), as alterações do Código Florestal reduziram esse passivo em 58%, caindo de 50±6 para 21±0,6 Mha, ou seja, as áreas de floresta ou cerrado que deveriam ser restauradas para o cumprimento do Código diminuíram em mais de 50%. O atual passivo do Bioma Mata Atlântica é de 6 Mha, sendo aproximadamente 1,5 Mha passivo de APP e o restante de RL, enquanto que o ativo florestal é de 4±0,3 Mha, correspondendo a apenas 3% de sua extensão original, observando que estes passivos e ativos estão distribuídos de forma desigual pelo bioma. Para estas estimativas foi considerado como unidade de estudo as bacias hidrográficas da

Agência Nacional de Águas. Uma quantificação mais precisa deste passivo apenas será possível após o cadastramento dos imóveis rurais no Cadastro Ambiental Rural (CAR), também previsto no novo Código Florestal, do qual todos imóveis rurais deverão fazer parte.

De acordo com os dados fornecidos pela Coordenação de Consolidação Territorial – CGTER do ICMBio referentes a outubro de 2014, as Unidades de Conservação federais do Bioma Mata Atlântica que devem ser de posse e domínio público somam uma área de aproximadamente 1,45 Mha, sendo que, deste total, a CGTER não detém informações sobre aproximadamente 0,59 Mha. Isso não significa que toda essa área é composta por imóveis privados pendentes de regularização fundiária, mas é um número que pode ser considerado para estimativas globais, pensando no pior cenário.

Assim, temos que a compensação de RL em Unidades de Conservação federais do Bioma Mata Atlântica poderia diminuir em aproximadamente 10% o passivo de RL no bioma, ao mesmo tempo em que promoveria a regularização fundiária de todas as Unidades de Conservação federais do bioma, o que é algo significativo.

A tendência é que haja uma real pressão dos setores produtivos para que essa compensação ocorra, uma vez que, do ponto de vista de quem detém o passivo de RL, existe uma resistência à recuperação destas áreas devido os elevados encargos financeiros que a recuperação das áreas naturais gera, sendo que os custos deste último podem ser maiores que o custo de compensação de RL, e por isso a compensação acaba sendo a alternativa preferida dos proprietários rurais (Irigaray 2007; Silva & Ranieri 2014).

Do ponto de vista de quem detém imóveis dentro de Unidades de Conservação, o mecanismo de compensação de RL através da compra destas áreas representa a transferência de direito de desenvolvimento (Chomitz 2004; Bonnet *et al.* 2006),

considerando que esse direito já foi de alguma forma cerceado na ocasião da criação da Unidade de Conservação sem a devida indenização.

No entanto, a desoneração da RL por meio da doação de áreas no interior de Unidades de Conservação traz alguns questionamentos. Um primeiro questionamento é que este procedimento, ao abranger uma grande área, privilegia a conservação de algumas fitofisionomias e espécies, ao mesmo tempo em que diminui a viabilidade ambiental dos fragmentos que se manterão isolados, transformando as Unidades de Conservação em "ilhas de proteção" (Brasil 2010).

Os resultados observados corroboram esta ideia, pois, caso os imóveis localizados nas sub-bacias do grupo B compensem seu passivo de Reserva Legal nas Unidades de Conservação localizadas nas sub-bacias do grupo D, o ICMBio estaria, de alguma forma, contribuindo com a consolidação da situação de fragmentação das sub-bacias do grupo B e promovendo a concentração de remanescentes florestais apenas em algumas sub-bacias.

Mas este problema ocorre não porque a compensação de RL é ambientalmente negativa, mas sim porque a amplitude territorial adotada pelo Código Florestal para esta compensação é inadequada, considerando que um aspecto central para o mercado de compensação de RL, e para a viabilidade ambiental deste mecanismo, é a amplitude territorial de aplicação (Chomitz 2004). Caso esta unidade territorial seja ampla demais, como por exemplo um bioma, grandes extensões de terra com grande demanda por água e bastante antropizadas tendem a ficar desprovidas de RL e de seus respectivos serviços ambientais, enquanto outras áreas concentram aglomerados de RL. Ao mesmo tempo, algumas fitofisionomias são mais preservadas em detrimento de outras. A única vantagem da adoção deste procedimento em grandes extensões está baseada no aumento das oportunidades de negociação entre proprietários (Chomitz 2004; Ranieri 2004; Silva et al. 2011; Silva & Ranieri 2014).

Ao mesmo tempo, quando o mecanismo é aplicado em unidades territoriais menores possibilita estabelecer as RL em locais mais adequados do ponto de vista da conservação, permitindo a conectividade florestal, a aglomeração de fragmentos, a priorização de áreas em estágio mais avançado de regeneração e a melhoria na forma e função das APPs, por meio da complementação de eventuais lacunas, o que também promove maiores benefícios para a proteção dos recursos hídricos (Ferreira *et al.* 2007; Ranieri 2004; Silva *et al.* 2011; Silva & Ranieri 2014).

Um segundo questionamento a respeito da desoneração de RL através da doação de imóveis em Unidades de Conservação é que este seria um mecanismo que não gera *qualquer benefício ambiental*, pois se trata de uma possibilidade *criada somente para tentar contornar a inadmissível incapacidade administrativa de realizar a regularização fundiária de Unidades de Conservação* (Brasil 2010; 2013).

Essa visão de que a desoneração de RL por meio da doação de imóveis em Unidades de Conservação não traz benefícios ambientais é questionável. É importante observar que a simples criação das Unidades de Conservação não garante a implementação das mesmas (Dourojeanni 2002; Kury 2009; Oliveira 2010; Rocha *et al.* 2010) e que a regularização fundiária é um aspecto fundamental para o sucesso destas áreas (Schiavetti *et al.* 2012; Nolte *et al.* 2013).

Aquelas Unidades de Conservação que não tem a situação fundiária regularizada tendem a ser mais vulneráveis a questionamentos, revisões de limites e manejo inadequado. Bernard *et al.*(2014) e Mascia *et al.*(2014) ao analisarem os eventos PADDD (*Protected Areas Downgrading, Downsizing and Degazettement)* demonstram que caso as Unidades de Conservação não sejam consolidadas e priorizadas, algumas destas áreas poderão simplesmente ser reduzidas ou deixarem de existir, pois este tipo de "ataque" às Unidades de Conservação vem crescendo nos últimos anos, inclusive no Brasil.

Considerando estes argumentos e: (i) a grande diferença entre os recursos necessários para promover a regularização fundiária das Unidades de Conservação e os recursos realmente destinados para este fim; (ii) as forças políticas que promoveram as mudanças no Código Florestal e que podem promover mudanças na Lei do Sistema Nacional de Unidade de Conservação; (iii) que a Mata Atlântica vem sendo manejada pela humanidade há mais de 10 mil anos e que se chegou a um ponto da fragmentação que resta apenas garantir, de várias formas, os fragmentos remanescentes e promover a restauração, que é demorada, cara e complexa; (iv) a histórica falta de estrutura administrativa e jurídica para promover a regularização fundiária das Unidades de Conservação; (v) o fato da obrigatoriedade de manter a RL em propriedades rurais ser uma exigência legal desde 1934 e, até hoje, não ser respeitada pela maior parte dos imóveis rurais; e (vi) a pouca vontade política em resolver a situação fundiária das Unidades de Conservação. Não é correta a afirmação que um mecanismo que promova a regularização fundiária das Unidades de Conservação "não traz qualquer benefício ambiental". Na verdade ele reforça e aumenta a chance de perpetuidade de todos os benefícios ambientais promovidos pelas áreas protegidas.

Trata-se de uma opção de manejo das áreas protegidas de maneira integrada, considerando o bioma como um todo, em que se discute a possibilidade de promover a regularização fundiária integral das Unidades de Conservação do Bioma Mata Atlântica à custa de 10% do passivo de Reserva Legal da Mata Atlântica. Tal ação, se associada a outras estratégias de preservação e restauração, contemplando Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente, pode ser benéfica para conservação da biodiversidade.

No caso específico das Unidades de Conservação, a compensação de RL permite promover a regularização fundiárias destas áreas, com justiça social e aumentando a

efetividade na conservação da biodiversidade, entendendo que estas áreas já foram reconhecidas como prioritárias para a conservação.

Assim, o mecanismo de compensação de Reserva Legal em Unidades de Conservação federais pode ser considerado ambientalmente viável do ponto de vista da estrutura da paisagem e como estratégia de conservação de áreas protegidas, desde que restrinja a extensão de aplicação deste mecanismo de forma a não promover a consolidação da fragmentação em algumas sub-bacias. Neste sentido é preciso estabelecer critérios que orientem a compensação de reserva legal, para garantir os aspectos positivos e minimizar os aspectos negativos do mecanismo. O quadro apresentado na Figura 18 evidencia, com base na classificação das sub-bacias apresentada no item 4.1, possíveis cenários de compensação de RL, considerando os aspectos positivos e negativos que a compensação de RL traz quando o imóvel ou Unidade de Conservação que recebe a reserva legal está localizado em uma sub-bacia diferente daquela do imóvel que tem RL desonerada**.**

- **Cenário 3- Muito Favorável**, no qual um imóvel com déficit de RL, localizado em uma sub-bacia nível 2 classificada como pouco fragmentada, desonera sua reserva legal através da compra de um imóvel localizado no interior de uma Unidade de Conservação ou em imóvel privado localizado em área prioritária para conservação, ambos localizados em sub-bacia classificada como muito fragmentada. Essa seria uma situação muito favorável para a conservação e manejo do Bioma, uma vez que permite aumentar a cobertura florestal ou melhorar as garantias de perpetuidade de áreas preservadas em sub-bacias muito fragmentadas e com grande pressão antrópica, sem prejudicar, de forma geral, a sub-bacia em que a reserva legal deixou de ser recuperada.

Localização do imóvel que tem a RL desonerada / Localização do imóvel/UC que recebe RL	Sub-bacia classificada como: maior fragmentação	Sub-bacia classificada como: fragmentação intermediária	Sub-bacia classificada como: menor fragmentação
Sub-bacia classificada como: maior fragmentação	**Cenário 1- Favorável** (+) regularização fundiária das UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) não promove o desequilíbrio entre sub-bacias (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada	**Cenário 2- Favorável** (+) regularização fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) não promove o desequilíbrio entre sub-bacias (+) permite alocar RL em sub-bacias mais fragmentadas (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada	**Cenário 3- Muito Favorável** (+) regularização fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) não promove o desequilíbrio entre sub-bacias (++) permite alocar RL em sub-bacias mais fragmentadas, sendo que, de maneira global, isso não prejudica a sub-bacia que perde RL. (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada
Sub-bacia classificada como: fragmentação intermediária	**Cenário 4- Pouco Favorável** (+) regularização fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) promove o desequilíbrio entre sub-bacias (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada	**Cenário 5- Favorável** (+) regularização fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) não promove o desequilíbrio entre sub-bacias (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada	**Cenário 6- Muito Favorável** (+) regularização fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) não promove o desequilíbrio entre sub-bacias (++) permite alocar RL em sub-bacias mais fragmentadas, sendo que de maneira global isso não prejudica a sub-bacia que perde reserva legal. (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada
Sub-bacia classificada como: menor fragmentação	**Cenário 7- Desfavorável** (+) regularização Fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) promove, de maneira geral, a conservação de apenas um tipo de formação florestal, a floresta ombrófila densa, localizada em regiões de relevo acidentado ou regiões litorâneas (-) promove o desequilíbrio entre sub-bacias (-) Perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada	**Cenário 8- Desfavorável** (+) regularização fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) promove, de maneira geral, a conservação de apenas um tipo de formação florestal, a floresta ombrófila densa, localizadas em regiões de relevo acidentado ou regiões litorâneas (-) promove o desequilíbrio entre sub-bacias (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada	**Cenário 9 - Pouco Favorável** (+) regularização fundiária de UC (+) diminui o passivo ambiental das propriedades rurais (+) não promove o desequilíbrio entre sub-bacias (+) permite promover a recuperação ambiental em áreas prioritárias para conservação (-) perde a oportunidade de recuperar sub-bacias mais fragmentadas (-) perde a oportunidade dos serviços ambientais, caso ocorra à recuperação da RL, na propriedade que será desonerada

Figura 18 - Cenários para compensação de RL, com base na classificação das sub-bacias nível 2, e considerando os possíveis efeitos que a compensação de RL traz quando o imóvel/UC que recebe a reserva legal está localizado em uma sub-bacia diferente daquela do imóvel que tem a RL desonerada.

Cenários 7 e 8- Desfavorável, nos quais um imóvel com déficit de RL, localizado em uma sub-bacia nível 2 classificada como muito fragmentada ou de fragmentação intermediária, desonera sua reserva legal através da compra de um imóvel localizado no interior de uma Unidade de Conservação ou em imóvel privado, ambos localizados em sub-bacia classificada como pouco fragmentadas. Essa seria uma situação desfavorável para a conservação e manejo do Bioma, uma vez que é muito ruim para a sub-bacia em que a reserva legal deixou de ser recuperada, pois se perde a oportunidade de recuperar serviços ambientais e de alocação da RL em áreas prioritárias dentro da própria sub-bacia, a qual já é muito fragmentada, ao mesmo tempo em que promove a conservação de apenas um tipo de formação florestal, a Floresta Ombrófila Densa, localizadas em regiões de relevo acidentado ou regiões litorâneas, em sub-bacias que já tem uma situação de fragmentação muito melhor que aquelas onde a RL foi desonerada.

4.3. Priorização de áreas para adoção do mecanismo de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica

Diante dos resultados apresentados, da classificação das sub-bacias nível 2, dos possíveis cenários de compensação de RL, das informações sobre a situação fundiária das unidades de conservação fornecidos pela CGTER-ICMBio em 2014 e da necessidade de priorização de áreas para que se promovam políticas públicas que incentivem a compensação de RL, foram indicadas as Unidades de Conservação federais que devem ser priorizadas para adoção deste processo.

A Figura 19 e a Tabela 8 apresentam as Unidades de Conservação priorizadas. Foram 20 unidades, sendo que destas, 7 estão localizadas no estado da Bahia, predominantemente na

área de abrangência da Floresta Ombrófila Densa. As Reservas Extrativistas de Cassurubá e Canavieiras, ambas no estado da Bahia, foram selecionadas durante a aplicação da metodologia, mas foram retiradas da lista pois estão, majoritariamente, em ambiente marinho, de mangue ou restinga, e estas formações não foram consideradas durante as analises de fragmentação.

Tabela 8- Unidades de Conservação federais indicadas como prioritárias para adoção do mecanismo de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica e classificadas por UF

Unidade de Conservação federal	Unidade da Federação
Parque Nacional da Serra Das Lontras	BA
Parque Nacional de Boa Nova	BA
Parque Nacional do Alto Cariri	BA
Parque Nacional do Descobrimento	BA
Parque Nacional do Pau Brasil	BA
Parque Nacional e Histórico Do Monte Pascoal	BA
Reserva Biológica de Una	BA
Parque Nacional do Caparaó	ES/MG
Reserva Biológica da Mata Escura	MG
Parque Nacional de Ilha Grande	MS/PR
Parque Nacional dos Campos Gerais	PR
Reserva Biológica das Araucárias	PR
Reserva Biológica das Perobas	PR
Parque Nacional Itatiaia	RJ /MG
Estação Ecológica da Mata Preta	SC
Floresta Nacional de Três Barras	SC
Parque Nacional das Araucárias	SC
Parque Nacional de São Joaquim	SC
Parque Nacional de Aparados Da Serra	SC/RS
Parque Nacional Serra de Itabaiana	SE

Das unidades priorizadas, três encontram-se no estado de Minas Gerais ou divisa deste com outros estados, sendo que destas, o Parque Nacional do Itatiaia está localizado na área de abrangência da Floresta Ombrófila Densa, o Parque Nacional do Caparaó está predominantemente localizado na Floresta Estacional Semidecidual, enquanto que a Reserva Biológica da Mata Escura fica em uma área de transição entre esta última formação e a Floresta Estacional Decídua.

Quatro destas unidades encontram-se no estado do Paraná ou divisa deste com o estado do Mato Grosso do Sul. O Parque Nacional dos Campos Gerais encontra-se em área de formação Estépica (campos), a Reserva Biológica das Araucárias encontra-se em um área de tensão ecológica e Floresta Ombrófila Mista, enquanto a Reserva Biológica das Peróbas e o Parque Nacional da Ilha Grande encontram-se na área de abrangência da Floresta Ombrófila Semidecidual.

Outras cinco unidades encontram-se no estado de Santa Catarina ou divisa deste com o Rio Grande do Sul. A Estação Ecológica da Mata Preta, o Parque Nacional das Araucárias e a Floresta Nacional de Três Barras estão totalmente inseridas na área de abrangência da Floresta Ombrófila Mista. O Parque Nacional de São Joaquim encontra-se tanto na área de abrangência da Floresta Ombrófila Mista como em área de formação Estépica. Já o Parque Nacional de Aparados da Serra está majoritariamente inserido nesta última formação. Apenas uma Unidade de Conservação do Sergipe entrou nesta lista: o Parque Nacional Serra de Itabaiana, localizado em uma área de tensão ecológica entre Savana e Floresta Estacional.

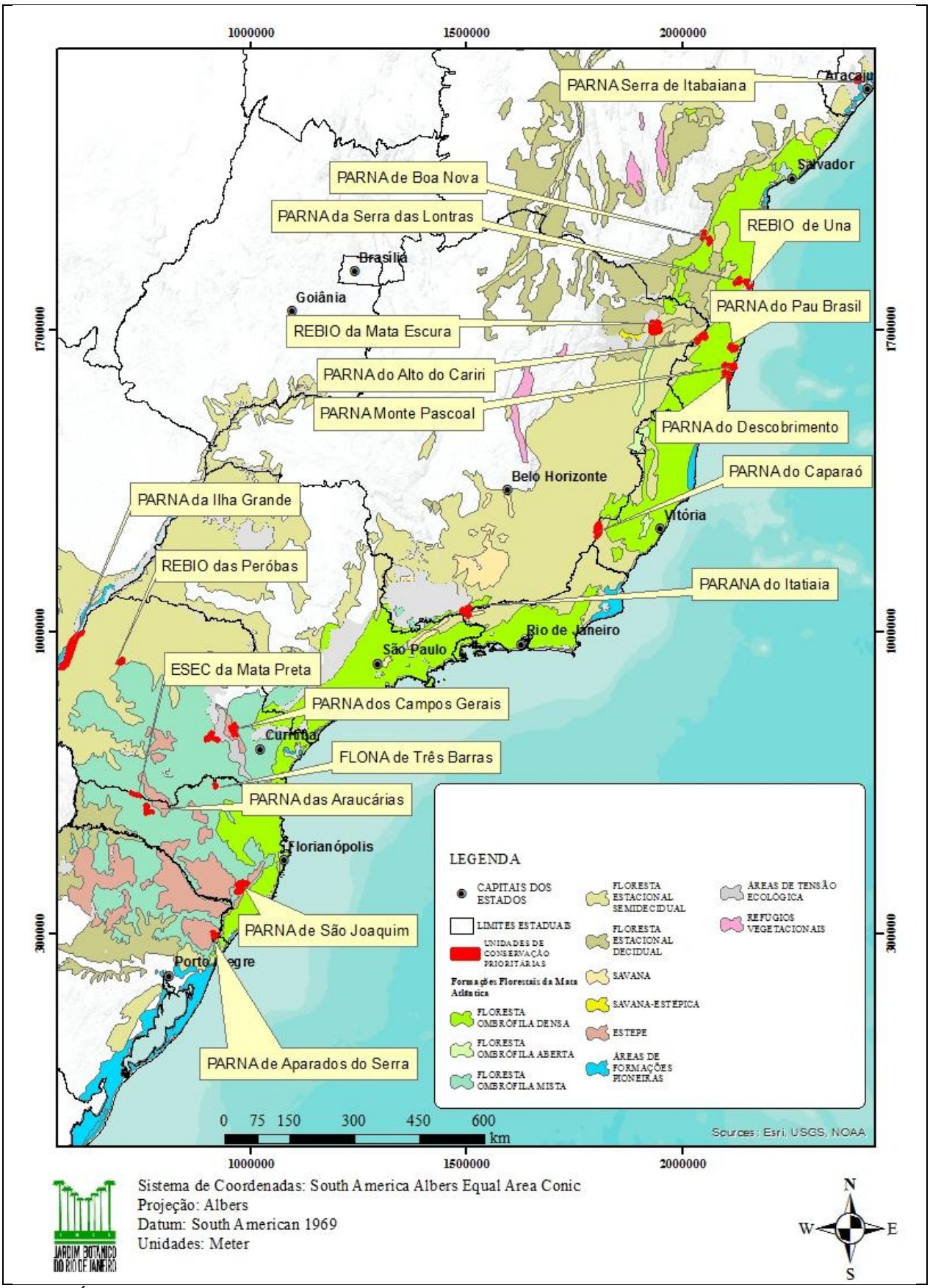
As unidades listadas apresentam ampla distribuição geográfica e uma grande variedade de formações florestais, o que permite a implantação de políticas públicas que incentivem a compensação de RL em Unidades de Conservação federais sem desconsiderar a localização geográfica e a formação florestal predominante da área em que está localizado o imóvel que será desonerado da RL, pois é possível indicar uma Unidade de Conservação mais adequada para a compensação de cada imóvel, visando um manejo mais adequado do Bioma.

Os critérios utilizados para priorização destas áreas não levam em consideração outros fatores como oportunidade de mercado, cenário político, situação da malha fundiária destas áreas ou grau de implementação das Unidades de Conservação. Estes são alguns fatores que devem ser considerados em um refinamento desta lista.

Quanto à priorização das áreas a serem recuperadas ou protegidas por meio do mecanismo de compensação de RL fora das Unidades de Conservação, foram identificadas as áreas prioritárias para conservação divulgadas pelo Ministério do Meio Ambiente- MMA (Portaria Ministerial nº 9, de 23/01/2007, publicada no Diário Oficial da União de 24/01/2007), que não estão sob nenhum tipo de proteção para cobertura florestal além daquelas previstas no Código Florestal e que ocorrem nas sub-bacias nível 2 classificação como: maior fragmentação(Figura 16). Estas também são aquelas áreas cujos imóveis localizados em seu interior não deveriam ter suas RLs desoneradas, pois se trata de áreas localizadas em sub-bacias muito fragmentadas e prioritárias para conservação. A Figura 20 apresenta um mapa com estas áreas prioritárias.

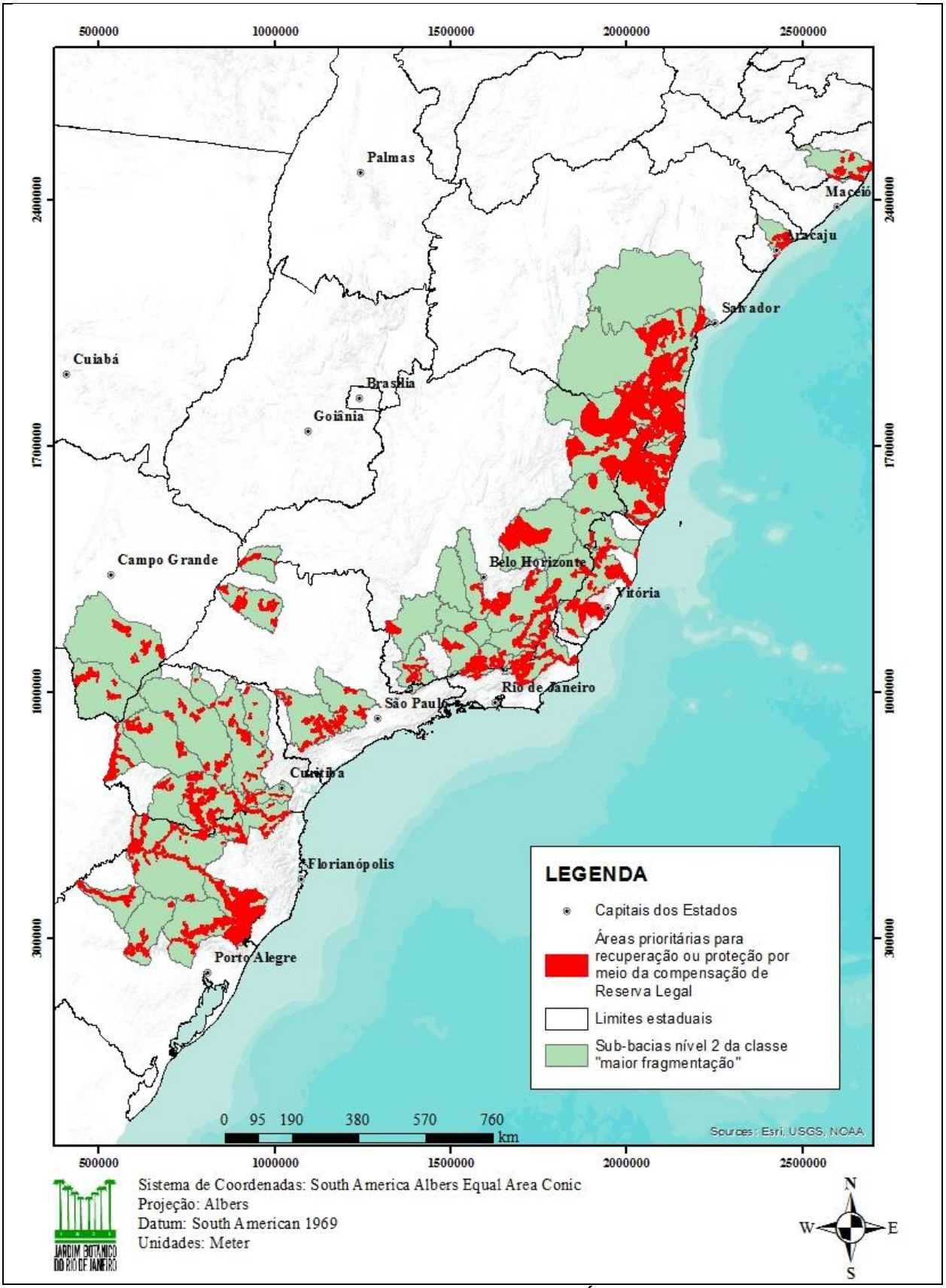
Quando no entorno de Unidades de Conservação federais, estas áreas também poderiam ser alvo de politicas públicas que incentivem a compensação de RL, pois isso permitiria, além de uma melhor disposição das áreas de RL, um manejo mais adequado das zonas de amortecimento de Unidades de Conservação em sub-bacias com grade pressão antrópica, o que permitiria estabelecer conexões entre áreas protegidas, criando zonas tampão realmente eficientes. Os recurso financeiros para manter os projetos de recuperação nestas áreas poderiam advir de subsídios agrícolas atrelados a programas de pagamento por serviços ambientais, como proposto por Banks-Leite *et al.* (2014).

Desta forma, caso o ICMBio promova programas de incentivo a compensação de RL em Unidades de Conservação federais indicadas aqui como prioritárias, ou nas zonas de amortecimento inseridas nas áreas indicadas como prioritárias para serem recuperadas ou protegidas por meio do mecanismos de compensação de RL, estaria "*favorecendo a recuperação de bacias hidrográficas excessivamente desmatadas, a criação de corredores ecológicos, a conservação de grandes áreas protegidas e a conservação ou recuperação de ecossistemas ou espécies ameaçados",* como prevê o Código Florestal (Brasil 2012)



Fonte: Área de Abrangência da Lei da Mata Atlântica- IBGE/MMA (2008) e Unidades de Conservação Federais- ICMBio/2013

Figura 19- Mapa das Unidades de Conservação federais prioritárias para participarem do mecanismos de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica



Fonte: Unidades Hidrográficas Brasileiras – ANA/2006 e Áreas Prioritárias para Conservação - MMA/2008

Figura 20- Mapa das áreas prioritárias para serem recuperadas ou protegidas por meio do mecanismo de compensação de Reserva Legal no Bioma Mata Atlântica, com base nas áreas prioritárias para conservação do Ministério do Meio Ambiente e na classificação das sub-bacias nível 2.

5. CONCLUSÕES

Quanto a metodologia, as métricas de estrutura da paisagem utilizadas foram adequadas para comparar bacias hidrográficas e permitiram identificar e agrupar as bacias hidrográficas excessivamente desmatadas utilizando, além dos dados sobre a cobertura florestal total, informações sobre a qualidade desta cobertura, como aspectos da qualidade e conectividade dos fragmentos. Logo é possível considerar que é uma metodologia adequada para priorizar bacias hidrográficas de acordo com o que determina o Código Florestal.

Além disso, considerando a disponibilidade e periodicidade da publicação do Atlas dos remanescentes da Mata Atlântica, assim como a praticidade em aplicar as métricas descritas neste trabalho, o ICMBio poderia atualizar estes dados periodicamente, acompanhando a evolução das sub-bacias ao longo do tempo. Ao mesmo tempo, a partir da base metodológica aplicada, é possível comparar subdivisões mais detalhadas das bacias hidrográficas. Isso, atrelado a informações mais detalhadas das formações florestais dentro das sub-bacias, permitiria um refinamento das priorizações apresentadas neste trabalho.

Quanto a priorização de áreas, o cruzamento entres os mapeamentos das áreas prioritárias para conservação do Ministério do Meio Ambiente, das Áreas Protegidas e das sub-bacias nível 2 identificadas como excessivamente desmatadas e fragmentadas, permitiu evidenciar um novo nível de áreas prioritárias, o que possibilita orientar de maneira mais precisa e eficiente o uso dos escassos recursos governamentais disponibilizados para conservação do Bioma Mata Atlântica, assim como priorizar áreas para possíveis programas de compensação de Reserva Legal.

Quanto à viabilidade da compensação de Reserva Legal em Unidade de Conservação federais no bioma Mata Atlântica é possível indicar que tal mecanismo é ambientalmente viável, além de vantajoso em alguns casos, desde que se considere a amplitude territorial das

trocas, a prioridade das áreas que recebem Reserva Legal e a situação ambiental da área que será desonerada. Considerando a localização geográficas das Unidades de Conservação indicadas como prioritárias para participar do mecanismo de compensação de Reserva Legal, é possível implantar políticas públicas que incentivem tal compensação sem desconsiderar a localização e a formação florestal dos imóveis envolvidos. Desta forma, o mecanismo pode ser vantajoso tanto para os proprietários rurais com passivo de Reserva Legal como para o manejo do Bioma.

Por fim, caso esse procedimento seja associado a programas governamentais que promovam a recuperação ambiental em áreas classificadas como prioritárias, por meio de subsídios agrícolas destinados ao pagamento por serviços ambientais, seria possível aumentar, em médio prazo, o número de sub-bacias com cobertura florestal acima de 30% e, consequentemente, isso traria um efeito significativo para a conservação da biodiversidade.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araujo, M. A. R. 2007. Unidades de Conservação no Brasil: da república à gestão de classe mundial. SEGRAC, Belo Horizonte. 272p.

Azevedo, S. 2002. Regularização fundiária: a experiência do Ministério da Reforma Agrária. In M. S. Milano. *Unidades de conservação: atualidades e tendências*. Fundação O Boticário .Curitiba. Pp. 31–39

Banks-Leite, C.; Pardini, R.; Tambosi, L. R.; Pearse, W. D.; Bueno, A. A.; Bruscagin, R. T., Bruscagin, R. T; Condez, T. H; Dixo, M; Igari, A. T, Martensen, A. C. & Metzger, J. P. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. Science, 345:1041–1045.

Barros, M. I. A. de. 2003. Caracterização da visitação, dos visitantes e avaliação dos impactos ecológicos e recreativos do planalto do Parque Nacional do Itatiaia. Dissertação de Mestrado.Universidade de São Paulo, Piracicaba. 121p.

Bastian, O. 2001. Landscape Ecology–towards a unified discipline?. Landscape Ecology 16: 757–766.

Bensusan, N. 2014. Diversidade e unidade: Um dilema contante. Uma breve história da ideia de conservar a natureza em áreas protegidas e seus dilemas. In A. P. Prates & N. Bensusan (Eds.). A diversidade cabe na unidade?:áreas protegidas no Brasil . IEB, Brasília. 736p.

Bernard, E.; Penna, L. A. O. & Araújo, E. 2014. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. Conservation Biology, 28(4):939–950.

Bonnet, B. R. P.; Ferreira, L. G. & Lobo, F. C. 2006. Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado : Uma Análise Preliminar no Contexto da Bacia Hidrográfica . Revista Brasileira de Cartografia, 58(2):129-137.

Botelho, R. G. M.; Silva, A. S. da & Vitte, A. C. 2004. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In A. C. Vitte & A. J. T. Guerra (Eds.). *Reflexões Sobre a Geografia Física no Brasil*. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro. 257p.

Brasil. 2014. Lei no 12651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal). Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm. Acesso em 15 de junho de 2014.

Brasil, M. P. F. 2014. Termo de Compromiosso de Ajustamento de Conduta entre o Ministério Público Federal e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Disponível em : http://www.prrj.mpf.mp.br/institucional/mpf-nos-municipios/prm-resende 1/atuacao/ajustamentos-de-conduta/tac-mpf-e-icmbio-regularizacao-fundiaria-do-parque-nacional-do-itatiaia/at_download/documento. Acesso em 10 de novembro de 2014.

Brasil, P. G. da R. 2010. Ação Direta de Incontitucionalidade no 4367. Disponível em: http://noticias.pgr.mpf.mp.br/noticias/noticias-do-site/copy_of_pdfs/ADI 4367 - reserva legal.pdf/at_download/file. Acesso em 10 de novembro de 2014.

Brasil,P. G. da R. 2013. Ação direta de inconstitucionalidade 4901. Disponível em: http://4ccr.pgr.mpf.mp.br/documentos-e-publicacoes/adis propostas/adi_4901_peticao_inicial_-_parte_1.pdf/at_download/file. Acesso em 10 de novembro 2014.

Câmara, I. G. 2005. Breve história da conservação da Mata Atlântica. *In*: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. de G. (Eds.). Mata Atlântica : biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica. São Paulo & Conservação Internacional, Belo Horizonte. 472p.

Campanili, M. & Prochnow, M. 2006. Mata Atlântica: uma rede pela floresta. RMA, Brasília. 332p.

Campanili., M. & Schaffer, W. B. 2010. Mata Atlântica: patrimonio nacional dos brasileiros. MMA, Brasília. 408p.

Castro, D. S. 2013. A instituição da reserva legal no código florestal brasileiro: fundamentos histórico-conceituais. Revista do Departamento de Geografia – USP, 26: 132-154.

Chomitz, K. M. 2004. Transferable development rights and forest protection: an exploratory analysis. International Regional Science Review, 27(3):348–373.

CI, C. I. 2015. Hotspots. Disponível em: http://www.conservation.org/How/Pages/Hotspots.aspx . Acesso em : 8 de março de 2015.

Coutinho, L. 2006. O conceito de bioma. Acta Botanica Brasilica, 20(1):13–23.

Cunha, P. R. 2013. O código florestal e os processos de formulação do mecanismo de compensação de reserva legal (1996- 2012): ambiente político e política ambiental. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 255p.

Dean, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras, São Paulo. 484p.

Dias, M. H. 2010. A floresta mercantil: exploração madeireira na capitania de Ilhéus no século XVIII. Revista Brasileira de História, 30(59): 193–214.

Diniz-filho, J. A. F. 2004. Macroecological analyses support an overkill scenario for late. Brazilian Journal of Biology, 64(3a): 407–414.

Dourojeanni, M. J. 2002. Vontade politica para estabelecer e manejar parques. In: Terborgh, J.;Spergel, B. & Guapyassu, M. Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos. Editora da UFPR,Curitiba. Pp. 347–362.

Dudley, N., & Stolton, S. 2008. Defining protected areas: an international conference in Almeria, Spain. IUCN. Gland, Switzerland.

ESRI. 2014. ArcGIS 10.2.1. Disponível em: http://www.esri.com/software/arcgis/arcgis-for-desktop. acesso em 10 de junho de 2014.

Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival?. Ecological Modelling, 105(2):273–292.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34(1):487–515.

Ferreira, L. G.; Ferreira, N. C. & Igliori, D. 2007. Sistema de reserva legal extra-propriedade em Goiás: Análise de custos e benefícios econômicos e ambinetais à escala da paisagem. Boletim Goiano de Geografia, 27(1): 11–47.

Flather, C. H. & Bevers, M. 2002. Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. The American Naturalist, 159(1): 40-56.

Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986. Landscape ecology. Wiley & Sons Ed, New York.

Hobbs, R. J. 1994. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. Pacific Conservation Biology, 1: 170–176.

Honora, A. C. de C.; Castro, C. A. M. de. & Barcelos, L. M. de. 2009. Regularização Fundiária em Unidades de Conservação: as experiências dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. IMESP, São Paulo. 168p.

IBGE. 2004. Vocabulário Básico de Recursos Naturais e Meio Ambiente.IBGE, Rio de Janeiro.

ICMBio, I. C. M. de C. da B., & WWF-BRASIL. (2011). Avaliação comparada das aplicações do método Rappam nas unidades de conservação federais, nos ciclos 2005-06 e 2010.ICMBio.Brasília.134p.

Irigaray, C. T. J. H. 2007. Compensação de reserva legal: limites a sua implementação. Revista Amazônia Legal de Estudos Sócio-Jurídico-Ambientais, 1:55–68.

Júnior, N. S.; Barbosa, M.; Fontes, M. L. P. & Mencio, M. 2006. Manual de regularização fundiária em terras da União. Ministério do Planejamento,Orçamento e Gestão, Brasília. 120p.

Kury, K. A. 2009. Regularização Fundiária em Unidade de Conservação : O caso do Parque Estadual do Desengano. Boletim Do Observatório Ambinetal Alberto Ribeiro Lamenngo, 3(2):75-89.

Landim, P. M. B. 2010. Introdução à análise estatística de dados geológicos multivariados, Texto Didático 15. DGA,IGCE,UNESP. Rio Claro. 229p. Disponível em http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html. Acesso em: 15 de outubro 2014.

Lang, S., & Blaschke, T. 2009. Analise da Paisagem com SIG. Oficina de textos, São Paulo. 424p.

Laudares, S. S. de A.; Oliveira, A. L. de. & Borges, L. A. C. 2013. Novo código florestal: o que deixa a desejar?. Periódico Eletrônico Fórum Ambiental Da Alta Paulista, 9 (5):113-125.

Laureano, D. dos S. & Magalhães, J. L. Q. de. 2011. Código Florestal e Catástrofes Climáticas. ecodebate: cidadania & meio ambiente. Disponível em: http://www.ecodebate.com.br/2011/02/16/codigo-florestal-e-catastrofes-climaticas-artigo-de-delze-dos-santos-laureano-e-jose-luiz-quadros-de-magalhaes/. Acesso em 19 de abril de 2014.

Lima, W. P. & Zakia, M. J. B. 2000. Hidrologia de matas ciliares. *In*: R. R. Rodrigues & H. F. Leitão-Filho (Eds.). Matas ciliares: conservação e recuperação. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. Pp. 33-43.

Loefgren, A. 1903. Serviço florestal de particulares. Typografia do Diario official.São Paulo.33p In: Castro, D. S. 2013. A instituição da reserva legal no código florestal brasileiro: fundamentos histórico-conceituais. Revista do Departamento de Geografia – USP, 26: 132-154

MacArthur, R. H., & Wilson, E. 1967. The theory of island biogeographye. Princeton University Press, Princeton. 203p.

Mascia, M. B.; Pailler, S.; Krithivasan, R.; Roshchanka, V.; Burns, D.; Mlotha, M. J.; Murray, D. R. & Peng, N. 2014. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. Biological Conservation, 169: 355–361.

Mather, J. R. & Yoshioka, G. A. 1968. The role of climate in the distribution of vegetation. Annals of the Association of American Geographers, 58:29-41.

McGarigal, & Marks, B. K. 1995. FRAGSTAT: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351

Medeiros, R. 2005. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. Ambiente & Sociedade, 9(1): 42-65.

Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens?.Biota Neotropica, 1(1/2):1-9.

Metzger, J. P. 2004. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In C. Cullen Jr.; Rudran, L.R. & Valladares-Pádua (Ed.), Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre. Editora da UFPR, Curitiba. 667p.

Metzger, J. P. 2010. O Código Florestal Tem Base Científica? Natureza & Conservação, 8(01): 92-99.

MMA, M. do M. A. 2002. Convenção sobre diversidade biologica- CDB- Decreto Legislativo no 2, de 5 de junho de 1992. MMA, Brasília. 30p.

MMA, M. do M. A. 2011. Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil. MMA, Brasília: 248p.

MMA, M. do M. A. 2015. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Disponível em: http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs. Acesso em 5 de junho de 2015.

Myers, N.; Mittermeier, R.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. da & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403:853-858.

Naveh, Z. & Lieberman, A. 1994. Landscape ecology: theory and application. Springer-Verlag, New York. 360p.

Neef, E. 1967. Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. VEB Hermann Haack von Gotha.Leipzig. In: Batian, O. 2001, Landscape Ecology–towards a unified discipline?. Landscape Ecology, 16: 757-766.

Nolte, C.; Agrawal, A. & Barreto, P. 2013. Setting priorities to avoid deforestation in Amazon protected areas: are we choosing the right indicators?. Environmental Research Letters, 8(1): 1-7.

Oliveira, R. R. de. 2007. Mata Atlântica, paleoterritórios e história ambiental. Ambiente & Sociedade, 10(2): 11–23.

Oliveira, T. de & Wolski, M. 2012. Importância Da reserva legal para a preservação da biodiversidade. Vivência, 8(15): 40–52.

Oliveira, L. J. D. 2010. Regularização fundiária de unidades de conservação. Boletim Científico- Escola Superiro Do Ministério Público Da União, 32/33: 143-176.

Oliveira, S. J. de M., & Bacha, C. J. C. 2003. Avaliação do cumprimento da reserva legal no Brasil. Revista de Economia E Agroecologia, 1(2): 177–204.

Pardini, R., Bueno, A. D. A., Gardner, T. a, Prado, P. I., & Metzger, J. P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. PloS One, 5(10): e13666.

Prentice, I.; Cramer, W. & Harrison, S. 1992. Special paper: a global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. Journal of Biogeography, 19(2):117-134.

Mittermeier, R.A.; Gil, P.R.; Hoffman, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.G.; Lamoreux, J. & Fonseca, G.A.B. 2005. Hotspots Revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. The University of Chicago Press,Chigago. 392p.

Rambaldi, D. M., & Oliveira, D. A. S. de. 2003. Fragmentação de Ecossitemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA/SBF,Brasília. 510p.

Ranieri, V. E. L. 2004. Reservas legais: critérios para localização e aspectos de gestão.Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos. 144p.

Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological Conservation, 142(6):1141–1153.

Risser, P. G.; Karr, J. R.; & Formam, R. T. T. 1984. Landscape ecology, directions and approaches. Illinois Natural History Surveys, Special Publ. University of Illinois, Urbana.

Rocha, L. da; Drummond, J. A. & Ganem, R. S. 2010. Parques nacionais brasileiros: problemas fundiários e alternativas para a sua resolução. Revista de Sociologia E Política, 18(36): 205–226.

Rodrigues, C. & Adami, S. 2005. Técnicas fundamentais para o estudo de bacias hidrográficas. In Venturi, L. A. B. (Ed.). Praticando Geografia: técnicas de campo e laboratório em geografia e análise ambiental. Oficina de textos, São Paulo. Pp. 147–166.

Rylands, A. B. & Brandon, K. 2005. Unidades de Conservação brasileiras. Megadiversidade, 1(1): 27–35.

Sandom, C.; Faurby, S.; Sandel, B. & Svenning, J.C. 2014. Global late quaternary megafauna extinctions linked to humans, not climate change. Proceedings Biological Sciences / The Royal Society, 281(1787): 2013.3254

Santos, R. F. 2004. Planejamento ambiental: teoria e pratica. Oficina de textos, São Paulo.184p.

SCDB, S. da C. de D. B. 2010. Panorama da Biodiversidade Global 3. Secretaria de Biodiversidade e Florestas(MMA), Brasília.94p.

Schiavetti, A.; Magro, T. & Santos, M. 2012. Implementação das Unidades de Conservação do corredor central da Mata Atlântica no estado da Bahia: desafios e limites. Revista Árvore, 36(4): 611–623.

Scolari, E. T.; Tessaro, D.; Fenske, L.; Neckel, A. & Aguiar, R. V. de. 2013. Reserva legal e a sua área de preservação. V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Salvador/BA. Disponível em: http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2013/V-032.pdf. Acesso em: 10 de novembro 2014.

Silva, J. A. A. da; Nobre, A. D.; Joly, C. A.; Nobre, C. A.; Manzatto, C. V.; Filho, E. L. R.; Skorupa, L. A.; Cunha, M. M. L. C. da; May, P. H.; Rodrigues, R. R.; Ahrens, S. & Sá, T. D. de A. 2011. O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo. SBPC, São Paulo. 294p.

Silva, J. S. da & Ranieri, V. E. L. 2014. O mecanismo de compensação de reserva legal e suas implicações econômicas e ambientais. Ambiente & Sociedade, 17(1):115–132.

Soares-filho, B.; Rajão, R.; Macedo, M.; Carneiro, A.; Costa, W.; Coe, M.; Rodrigues, H. & Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. Science, 344(April): 363–364.

Soares-Filho, B. 2013. Impacto da revisão do código florestal : como viabilizar o grande desafio adiante ?. Secretaria de Assuntos Estratégicos, Brasília. 28p.

SOS Mata Atlantica, F. & INPE, I. N. de P. E. 2013. Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2011-2012. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, São Paulo. 61p.

Sparovek, G.; Barretto, A.; Klug, I.; Papp, L. & Lino, J. 2011. A revisão do Código Florestal brasileiro. Novos Estudos - CEBRAP, (89):111–135.

Teixeira, A. M. G.; Soares-Filho, B.; Freitas, S. R. & Metzger, J. P. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. Forest Ecology and Management, 257(4): 1219–1230.

Tenório, M. C. 1999. Coleta, processamento e início da domesticação de plantas no Brasil. In M. C. Tenório (Ed.), Pré-história da Terra Brasilis. Editora da UFRJ, Rio de Janeiro. Pp. 259–272.

Teodoro, V.; Teixeira, D.; Costa, D. & Fuller, B. 2007. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. Revista Uniara, 20: 137–156.

Turner, M. G. 1989. Landscape ecology : the effect of pattern on process. Annual Review of Ecology and Systematic, (20): 171–197.

Walter, H. 1986. Vegetação e Zonas Climáticas: Tratado de ecologia globa. EPU, São Paulo. 325p.

Wilcove, D. S.; McLellan, C. H. & Dobson, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: M. E. Solul'e (Ed.). Conservation Biology. Sinauer, Sunderland. Pp. 56–237