



PAULA BERNASCONI

**Custo-efetividade ecológica da compensação de
reserva legal entre propriedades no estado de São Paulo**

**Campinas
2013**



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE ECONOMIA**

PAULA BERNASCONI

**Custo-efetividade ecológica da compensação de
reserva legal entre propriedades no estado de São Paulo**

Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro - orientador

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Econômico, área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas para obtenção do título de Mestra em Desenvolvimento Econômico, área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente.

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL
DA TESE DEFENDIDA PELA ALUNA PAULA
BERNASCONI E ORIENTADA PELO PROF. DR.
ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO.**


Orientador

**Campinas
2013**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Economia
Maria Teodora Buoro Albertini - CRB 8/2142

B456c Bernasconi, Paula, 1984-
Custo-efetividade ecológica da compensação de reserva legal entre propriedades no estado de São Paulo / Paula Bernasconi. – Campinas, SP : [s.n.], 2013.

Orientador: Ademar Ribeiro Romeiro.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.

1. Política ambiental. 2. Reserva legal florestal. 3. Análise espacial (Estatística). 4. Propriedade rural - Aspectos ambientais. 5. Economia ecológica. I. Romeiro, Ademar Ribeiro, 1952-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Ecological cost effectiveness of forest reserve compensation between properties in the state of Sao Paulo

Palavras-chave em inglês:

Environmental policy - Brazil

Ecological economics

Land use, rural - Environmental aspects

Spatial analysis

Área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente

Titulação: Mestra em Desenvolvimento Econômico

Banca examinadora:

Ademar Ribeiro Romeiro [Orientador]

Maria do Carmo Ramos Fasiaben

Alexandre Gori Maia

Data de defesa: 16-12-2013

Programa de Pós-Graduação: Desenvolvimento Econômico



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

PAULA BERNASCONI

Custo-efetividade ecológica da compensação de reserva legal entre propriedades no estado de São Paulo.

Defendida em 16/12/2013

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro
Instituto de Economia / UNICAMP



Prof. Dr. Alexandre Gonç. Maia
Instituto de Economia / UNICAMP



Prof. Dr. Maria do Carmo Ramos Fasiaben
CNPTIA/EMBRAPA

AGRADECIMENTOS

Dissertar é um trabalho um tanto quanto solitário, porém, impossível de ser feito sem a colaboração direta ou indireta de muitas mãos, braços, pernas e abraços. Por isso, eu agradeço,

ao Prof. Ademar Romeiro pelo acolhimento no Instituto de Economia, pela disposição quando precisei e pela oportunidade de participar do projeto Policymix, que foi fundamental em minha trajetória nesse mestrado;

aos pesquisadores do Projeto Policymix pelos grandes aprendizados ao longo das reuniões que inspiraram essa dissertação. E principalmente aos pesquisadores do NINA (Noruega): David Barton e Graciela Rusch, que coorientaram informalmente esse trabalho, e ao Stefan Blumentrath que com grande paciência e dedicação me ensinou a manejar o Marxan e me ajudou nas análises;

aos técnicos do Instituto de Economia Agrícola (IEA) pela disponibilidade da base de dados do Projeto LUPA e pela ajuda no manejo das informações, principalmente ao José Alberto Angelo;

aos Profs. Maria do Carmo Fasiaben e Alexandre Gori pelas muitas sugestões e contribuições no exame de qualificação e pela revisão cuidadosa do texto final;

ao Prof. Bastiaan Reydon por me orientar na tradução das minhas inquietações e vícios da "prática" em hipóteses e metodologias científicas;

à Helena Carrascosa (SMA-SP) pelas conversas sobre a aplicação da compensação na prática, pela inspiração com sua competência e experiência no setor público e pela orientação na minha vontade de fazer um trabalho que contribuísse para as políticas públicas;

aos amigos do Instituto Centro de Vida - ICV pelo companheirismo no trabalho e por terem acompanhado minhas primeiras análises sobre esse tema em Mato Grosso. Principalmente ao Laurent Micol pelas orientações visando excelência na elaboração de textos e análises, ao Ricardo Abad por ter sido meu mestre das análises espaciais, ao João Andrade pela indicação do programa de mestrado e do orientador e por ter, junto com Karin Kaechele, me apresentado a economia ecológica;

aos colegas e professores do Instituto de Economia da UNICAMP pela convivência e por me ajudarem em meu mergulho no universo complexo da economia. Principalmente à Bibi (Beatriz Saez) e Bruno Puga, pela amizade e pela coorientação coletiva;

aos amigos de longa data pela amizade mesmo à distância, e aos novos amigos de Campinas, principalmente Pancho e Débora pela agradável e sempre animada convivência em nossa casa;

à minha família, que sempre me proporcionou muito amor, uma base sólida e liberdade que me permitiram chegar até aqui;

ao Marquinhos, pelo companheirismo e amor, pela evolução conjunta, pelas deliciosas comidinhas e cervejas caseiras e pelas reflexões sobre as virtudes e incoerências da academia;

à Sara, por me fazer tão bem com seu amor incondicional, rabo balançando e lambidas;

e à CAPES pelo suporte financeiro.

RESUMO

O principal marco legal para conservação em áreas privadas é o Código Florestal que, entre outras regras, exige que as propriedades rurais mantenham uma parte de sua área sob cobertura de vegetação natural, chamada Reserva Legal. Essa área é destinada à conservação da biodiversidade e à manutenção da provisão de serviços ecossistêmicos. Apesar de apresentar um percentual de cumprimento muito baixo por parte dos proprietários rurais, é esperado um aumento na fiscalização e no seu cumprimento. Isso porque houve recentes alterações na lei que a tornaram menos restrita e trouxeram alguns instrumentos econômicos visando reduzir os custos de oportunidade da conservação. Um das opções para adequação ambiental é a possibilidade de compensação da reserva legal em outra propriedade que possua um excedente de vegetação natural (ou área em recuperação) além do exigido por lei. Esse trabalho avalia o potencial de aplicação da compensação de reserva legal no estado de São Paulo através de uma simulação de impacto desse instrumento utilizando dados empíricos, e também analisa os desafios de sua implementação no arcabouço de políticas públicas do estado. A análise foi feita com o uso do software de planejamento da conservação Marxan através da simulação de diferentes cenários de combinação de políticas e restrições ao mercado de compensação. O objetivo é avaliar os possíveis efeitos do instrumento de compensação em relação à efetividade da conservação e à redução dos custos de oportunidade de adequação à reserva legal, comparados a uma abordagem puramente de comando e controle. Os resultados mostram um claro potencial do instrumento de compensação de reserva legal de reduzir os custos de oportunidade de conservação de reservas legais. Porém, o resultado da alocação das reservas pelo mercado mostra que, potencialmente, não serão localizadas nas áreas mais prioritárias para restauração da biodiversidade. Já a simulação da proposta de inclusão de uma restrição no mercado focando em áreas prioritárias resultou num cenário com custos também menores que a opção puramente de comando e controle, porém com uma efetividade ecológica muito maior. Os resultados ressaltam a importância de análises de impacto de políticas públicas *ex ante* a fim de subsidiar com dados empíricos os formuladores de políticas.

PALAVRAS-CHAVE: política ambiental, reserva legal florestal, avaliação de custo-efetividade, propriedade rural - aspectos ambientais, economia ecológica

ABSTRACT

Until today, direct regulation has been the most important type of policies for biodiversity conservation in Brazil. This resulted in conflicts with rural sector about compliance costs. The main command and control instrument for forest conservation is the Forest Code, which was newly amended in 2012. It requires that all private properties set aside parts of their properties for conservation, called Forest Reserve. This law has passed through many alterations and has been poorly enforced, resulting in a current very low compliance. However, the recent change in the law has made it less strict, and a higher level of enforcement and compliance is expected. In order to limit the economic impact of the Forest Reserve on landowners some mechanism of flexibility are being discussed. One of the options is the compensation of Forest Reserve in another farm, what is a kind of tradable development rights (TDR) scheme. The landowners who have deforested more than allowed by law can compensate their deficit in another farm which has more natural vegetation than required. The aim of implementing TDRs is to reduce the opportunity costs of conservation but it also opens to the possibility of improving ecological effectiveness if the instrument targets priority areas for conservation. In this paper we evaluated possible effects of the TDR on the conservation outcome with regards to opportunity costs and ecological effectiveness and compared this to a pure command-and-control approach. Using the conservation planning software Marxan with Zones we conducted an ex-ante policy evaluation by simulating different scenarios that combine policies and market constraints. We assess the hypothesis that the larger the geographical scope of TDR market and the fewer market constraints, the greater the opportunity cost differentials and the greater the economic arbitrage opportunities in a TDR market. We chose as a case study the state of Sao Paulo, the most industrialized and most populated in Brazil, which faces many ecological challenges. Our results showed a clear potential of the TDR to both reduce compliance costs and improve ecological effectiveness depending on different market restrictions on allocation of forest reserves.

KEY WORDS: environmental policy - Brazil; ecological economics; land use, rural - environmental aspects; spatial analysis

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Área de floresta no Estado de São Paulo (1910 – 2000)	24
Tabela 2 - Localização da vegetação natural, por bioma	24
Tabela 3 - Correspondência entre categorias do banco de dados de Valor da Terra Nua (VTN-IEA) com o mapa de Aptidão Agrícola das terras.....	61
Tabela 4 - Quantidade de déficits e de excedentes de reserva legal em UPA no estado de SP	71
Tabela 5 –Distribuição de excedentes e déficits por UGRHI.....	72
Tabela 6 - Resultados de custos de oportunidade totais e médios para os três cenários analisados	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Contínuo de instrumentos de políticas para conservação da biodiversidade.....	7
Figura 2 - Alternativas de mecanismos de políticas para mudança de uso do solo em áreas privadas.....	13
Figura 3 – Etapas de avaliação de POLICYMIX	16
Figura 4 - <i>Policyscape</i> - um <i>policymix</i> espacial de instrumentos de conservação	18
Figura 5 – Panorama da paisagem no Estado de São Paulo	22
Figura 6 – Áreas com fragmentos florestais maiores que 10.000km ² na Mata Atlântica	23
Figura 7 - Áreas indicadas para criação de novas Unidades de Conservação de Proteção Integral em SP.....	26
Figura 8 – Áreas prioritárias para restauração da biodiversidade em São Paulo	26
Figura 9 – Áreas prioritárias para realização de inventários biológicos.....	28
Figura 10 - Detalhe mostrando a agregação das UPA em unidades de análise.....	59
Figura 11 - Mapa com o agrupamento dos municípios em Escritórios de Desenvolvimento Rurais (EDR)	60
Figura 12 - Mapa de aptidão agrícola original (acima) e mapa digitalizado (abaixo).....	61
Figura 13 - Esquema explicativo dos passos para composição do mapa de custo de oportunidade	63
Figura 14 - Esquema demonstrativo com o resumo dos cenários	70
Figura 15 - Distribuição de déficits de reserva legal no estado de São Paulo, por unidade de análise	73
Figura 16 - Distribuição de excedente de reserva legal no estado de São Paulo, por unidade de análise	73
Figura 17 - Gráfico com distribuição de excedentes e déficits por UGRHI.....	74
Figura 18 – Distribuição dos custos de oportunidade da terra em São Paulo	75
Figura 19 - Curvas de demanda por reserva legal (déficit) por bioma.....	75
Figura 20a e 20b – Frequência de seleção de novas reservas legais nos Cenários 2 e 3, respectivamente	78
Figura 21 - Alocação potencial das novas reservas legais em relação às prioridades do BIOTA.	79
Figura 22a e 22b - Gráficos de custo, efetividade ecológica e de custo-efetividade ecológica dos cenários.....	80

SUMÁRIO

Introdução.....	1
Capítulo 1 - Políticas Públicas e a Economia Ecológica.....	3
1.1 - Princípios da economia ecológica e as políticas públicas ambientais	3
1.2 - Políticas públicas ambientais e seus instrumentos.....	6
1.2.1 - Instrumentos regulatórios.....	7
1.2.2 - Instrumentos econômicos.....	8
1.2.3 - Instrumentos de comunicação.....	9
1.3 - Combinações de políticas para conservação - <i>Policymix</i>	10
1.3.1 - O Projeto POLICYMIX	13
1.3.1a - Metodologia de análise POLICYMIX.....	15
1.3.1b - Avaliação espacial do <i>policymix</i> na paisagem - <i>Policyscape</i>	16
Capítulo 2 - Conservação da biodiversidade no Estado de São Paulo	21
2.1 - Contexto, desafios e status da conservação da biodiversidade.....	21
2.2 - Contribuições da ciência para a formulação de políticas públicas	25
2.3 - Papel das principais políticas e instrumentos para conservação ambiental em SP.....	29
2.3.1 - Código Florestal.....	29
2.3.2- Lei de Crimes Ambientais.....	36
2.3.3 - Lei da Mata Atlântica.....	37
2.3.4 - Iniciativas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)	38
2.3.5 - ICMS ecológico	39
Capítulo 3 - O mecanismo de compensação de reserva legal entre propriedades rurais.....	41
3.1 - Direitos negociáveis (TDR) e a compensação de reserva legal.....	41
3.2 - Regras legais para funcionamento do mecanismo no Brasil	43
3.3 - Desafios de desenho e implementação do instrumento econômico.....	45
3.3.1 - Eficácia para conservação da biodiversidade.....	46
3.3.2 - Custo-efetividade do mecanismo	49
3.3.3 - Legitimidade e impactos distributivos	50
3.3.4 - Restrições e opções institucionais.....	53
Capítulo 4 - O potencial da compensação de reserva legal no Estado de São Paulo	57
4.1 - Metodologia	57
4.2 - Resultados	70
4.2.1 - Análise da oferta e demanda por reserva legal no Estado.....	70
4.2.2 - Custo de oportunidade	74
4.2.3 - Cenários de simulação de alocação da reserva legal.....	76
DISCUSSÃO.....	81
CONCLUSÃO.....	87
REFERÊNCIAS	88

Introdução

São Paulo é um estado que possui condições ambientais altamente heterogêneas com amplitudes latitudinais, longitudinais e de altitude que deram origem a dois biomas considerados *hotspots* de biodiversidade globais, a Mata Atlântica e o Cerrado. Ambos apresentam índices altíssimos de biodiversidade e outra característica em comum é a pressão antrópica que sofrem. A área de Mata Atlântica tem sido a mais populosa e degradada desde o início da história do Brasil, e hoje restam apenas cerca de 14% de sua vegetação natural no estado, enquanto que o Cerrado teve uma degradação mais recente, mas mais intensa, restando apenas 10% no estado.

Essa degradação, porém, não ocorreu pela falta de leis de proteção aos biomas, que existem e visam manter a conservação em áreas públicas (Unidades de Conservação) e em áreas privadas (propriedades rurais). Até recentemente os instrumentos regulatórios baseados em comando e controle têm sido os mais importantes tipos de política para conservação da biodiversidade no Brasil. Isso tem gerado vários conflitos e discussões com os setores ligados à produção rural que questionam os altos custos de adequação às leis ambientais.

O principal instrumento para conservação em áreas privadas é o Código Florestal que, entre outras questões, exige que todas as propriedades mantenham uma parte de sua área com cobertura de vegetação natural, chamada Reserva Legal, destinada para conservação da biodiversidade e manutenção da provisão de serviços ecossistêmicos. Essa lei passou por muitas alterações desde a sua implementação, em 1965, e em geral foi pouco fiscalizada pelos órgãos do governo resultando numa taxa muito baixa de cumprimento por parte dos proprietários rurais. Porém, é esperado um aumento na fiscalização e no seu cumprimento devido a recentes alterações na lei que a tornaram menos restritiva e devido à combinação de alguns instrumentos econômicos para reduzir os custos de adequação à reserva legal.

Um das opções para adequação ambiental é a possibilidade de compensação do déficit de reserva legal em outra propriedade que possua um excedente de vegetação natural (ou área em recuperação) além do exigido por lei. O principal objetivo do instrumento é flexibilizar a alocação de reservas legais dentro do mesmo bioma, e dessa forma considerar melhor as heterogeneidades de aptidão agrícola e fragilidade ambiental, contribuindo para a redução dos custos de oportunidade da conservação das reservas legais. Esse instrumento, apesar de já estar presente na combinação de políticas brasileiras há alguns anos, tem implementação muito baixa e pode ser considerado mais um instrumento potencial que um existente.

Nesse contexto, algumas questões que permanecem sobre o potencial de implementação do instrumento são:

- Em que extensão os custos de oportunidade da adequação da reserva legal são reduzidos com a introdução da compensação de reserva legal, em comparação com os custos de adequação sem o uso do instrumento?

- Quais os potenciais resultados ecológicos da alocação de reserva legal pelo mercado através da compensação?

- De que forma a adição de um critério ecológico, restringindo o mercado, afetaria a relação de custo-efetividade ecológica do instrumento?

Esse estudo inicia com uma breve revisão teórica no Capítulo 1 sobre a visão da economia ecológica do desenho e implementação de instrumentos de políticas públicas ambientais e traz a apresentação de uma forma de abordagem de análise de combinação de políticas e instrumentos, chamada Policymix. Em seguida o Capítulo 2 contextualiza o status da conservação da biodiversidade no estado de São Paulo, com detalhamento dos objetivos e desafios de conservação, destacando as contribuições da ciência para a formulação das políticas públicas. Esse capítulo aborda também o papel dos principais instrumentos regulatórios de comando e controle e dos instrumentos econômicos para conservação no estado de São Paulo.

O Capítulo 3 traz uma explicação mais detalhada do funcionamento do instrumento de compensação de reserva legal e discute os desafios do seu desenho e implementação através de quatro parâmetros: a eficácia para conservação da biodiversidade, o custo-efetividade do instrumento, a legitimidade e impactos distributivos e as restrições e opções institucionais, usando revisão de literatura sobre o tema.

O Capítulo 4 traz uma análise do potencial impacto do instrumento de compensação de reserva legal no estado de São Paulo, visando responder as perguntas elencadas anteriormente. A análise foi feita através de uma simulação da adequação à reserva legal em todas as unidades de produção agropecuária do estado em três cenários de alocação com diferentes combinações de regras e políticas. A hipótese para as perguntas elencadas é de que o instrumento tem alto potencial no estado de São Paulo devido à heterogeneidade de aptidão agrícola no estado e pode contribuir tanto para a redução de custos de oportunidade para o proprietário rural e para a sociedade quanto para uma maior efetividade ecológica do instrumento caso seja incluído um critério de restrição no mercado.

Capítulo 1 - Políticas Públicas e a Economia Ecológica

The global economy is now so large that society can no longer safely pretend it operates within a limitless ecosystem. Developing an economy that can be sustained within the finite biosphere requires new ways of thinking (DALY, 2005).

1.1 - Princípios da economia ecológica e as políticas públicas ambientais

A inadequação do modelo socioeconômico-ecológico atual construído sobre as premissas do capitalismo de livre mercado e de crescimento econômico ilimitado tem como consequência, além da degradação ambiental, crises econômicas como a mais recente em 2008 (ANDRADE et al. 2012). Em opinião publicada no jornal *The New York Times*, em 2009, Thomas Friedman, questiona:

what if the crisis of 2008 represents something much more fundamental than a deep recession? What if it's telling us that the whole growth model we created over the last 50 years is simply unsustainable economically and ecologically and that 2008 was when we hit the wall - when Mother Nature and the market both said: 'no more'? (FRIEDMAN, 2009).

Um das principais características que define a economia ecológica e a difere de outras linhas de pesquisa de economia e meio ambiente é o reconhecimento de que a economia está dentro de um sistema maior que é o sistema Terrestre, portanto, tem limites (DALY e FARLEY, 2010). Essa característica é tão forte que segundo Martinez-Alier (2013), podemos definir a economia ecológica como: "um campo de pesquisa transdisciplinar que vê a economia como um subsistema de um ecossistema global finito."

A partir dessas premissas, a questão central para a economia ecológica é como fazer para a economia funcionar considerando a existência desses limites. Conforme expõe Romeiro (2012), a economia ambiental convencional pressupõe que, no caso de bens ambientais transacionados no mercado, a escassez crescente de um determinado bem eleva seu preço, o que induz a introdução de inovações que permitem poupá-lo e, no limite, substituí-lo por outros recursos mais abundantes. No caso dos serviços ambientais não transacionados no mercado em razão de sua natureza de bens públicos, o mecanismo de ajuste se baseia no cálculo de custo e benefício feito pelos agentes econômicos. O cálculo é feito visando a alocação dos recursos entre o que deve ser investido para evitar o impacto ambiental e o que deve ser gasto com os prejuízos gerados pelo impacto ocorrido (taxas, recuperação, etc), de modo a minimizar o custo total. O ponto de equilíbrio, portanto, chamado de "poluição ótima", é de equilíbrio econômico, e não ecológico. Porém, como observa Godard (1992) citado por Romeiro (2012), ecologicamente não

se pode falar em equilíbrio quando a capacidade de assimilação do meio é ultrapassada, já que pode resultar numa perda irreversível.

Romeiro (2012) explica que nesse mecanismo de ajuste a tecnologia e as preferências são o que determinam a posição de equilíbrio, onde as variáveis físicas das quantidades de bens e serviços ambientais usados (a escala) devem se ajustar. Desse modo, é a alocação dos investimentos em controle e pagamento pela poluição, de acordo com a tecnologia e as preferências otimizadoras dos agentes, que determina a escala de uso dos recursos naturais, e não se leva em conta se essa escala final é sustentável, ou seja, se está dentro dos limites de capacidade de suporte do ambiente.

Para a economia ecológica é preciso inverter esse processo, começando pela determinação da escala sustentável de uso dos recursos naturais. Desse modo, conforme aponta Romeiro (2012), o que eram variáveis de ajuste do processo (quantidade de bens e serviços ecossistêmicos a serem usados) passam agora a ser tratadas como parâmetros físicos de sustentabilidade ecológica, aos quais deverão se ajustar às (agora) variáveis não físicas da tecnologia e das preferências.

Segundo Daly e Farley (2010), como estamos lidando frequentemente com limites biofísicos e como esses limites estão sujeito à muita incerteza e a perdas irreversíveis, devemos sempre deixar uma margem de segurança entre nossas demandas e a capacidade de suporte do ecossistema. Para esses autores, o objetivo de uma escala sustentável requer um limite social ou coletivo no uso dos recursos naturais e na produção de resíduos de forma que eles se mantenham dentro da capacidade regenerativa e de absorção do ecossistema.

Uma das estratégias mais usadas em políticas públicas para conservação é a de definir como obrigatória a conservação de exemplos viáveis de cada tipo de habitat natural, através da manutenção de uma proporção fixa de cada ecossistema (Soulé e Sanjayan, 1998). Essa proporção seria o que a economia ecológica chama de escala sustentável, ou seja, um limite para o uso de determinado recurso natural calculado com base na capacidade de regeneração e/ou absorção deste (Daly e Farley, 2010). A definição da escala para uso em políticas públicas deve ser feita por instituições científicas e órgãos técnicos respeitados. (ANDRADE e CUNHA, 2006).

A partir do momento que se reconhece a necessidade de um limite e fixa-se uma escala, surge imediatamente o problema da distribuição do direito de acesso aos bens ou serviços

ecossistêmicos que tiveram seu acesso limitado. No esquema analítico convencional não existe essa questão, uma vez que não há limites ambientais. O critério básico da distribuição deve ser aquele que a sociedade considera justo.

Como apontam Daly e Farley (2010) o objetivo de justiça distributiva requer certo grau de desigualdade distributiva socialmente definida e o mercado sozinho não é capaz de atingir uma equidade distributiva nem uma escala sustentável. Esses autores alertam para o fato de que a distribuição é um fato crucialmente importante, não só socialmente mas também para o ambiente, e discutem alguns fatores: 1) Populações muito pobres que não conseguem provimentos para suas necessidades mais básicas podem ser forçadas a atividades impactantes para garantir sua sobrevivência, como mineração, desmatamento, superlotação de pastagens que podem ter consequências além do nível local; 2) Pessoas excessivamente ricas tendem a consumir grandes montantes de recursos, e seu consumo de bens luxuosos tem uma utilidade marginal muito inferior ao consumo de pessoas que vivem na subsistência; 3) A sustentabilidade deve levar em conta a distribuição intergeracional para impedir que o consumo de bens luxuosos das gerações atuais não impeça o acesso a bens básicos para gerações futuras; 4) O reconhecimento das limitações globais não deve impedir que populações pobres melhorem seu bem-estar. Assim, se é necessário "parar de fazer a torta crescer" mas ainda existem pessoas "sem torta", então seremos eticamente obrigados a distribuir a torta existente.

Nesse sentido, como assinalam Daly e Farley (2010), o objetivo de distribuição justa deve levar em conta um certo nível de desigualdade da política pública definida socialmente e imposta ao mercado.

Uma vez garantida a escala sustentável e definida a distribuição do direito de acesso por um critério de justiça aceito por todos, aí sim a alocação dos recursos disponíveis deve ser feita com base em critérios de mercado para uma alocação eficiente (ROMEIRO, 2012). Como destaca Daly e Farley (2010), a alocação eficiente, que é o principal foco do pensamento econômico convencional, tem um papel terciário na abordagem de política da economia ecológica, mas não perde sua importância. Os autores afirmam que um dos princípios das políticas públicas deve ser manter o controle necessário no nível macro com o mínimo sacrifício na liberdade e variabilidade no nível micro. Isso porque os mercados são úteis para garantir a variabilidade econômica no nível micro, mas não conseguem promover o controle da escala e distribuição no nível macro.

Se há flexibilidade em atingir as metas de conservação então é possível promover conservação através da alocação mais eficiente de recursos em áreas com baixos custos de oportunidade criando incentivo para os agentes afetados. Kaechele (2007) aponta que a alocação não é eficiente quando a distribuição de direitos ou deveres pré-determina também a alocação correspondente, não dando margem de liberdade para os agentes econômicos.

Portanto, para a economia ecológica três princípios são fundamentais para a definição de uma política pública: em primeiro lugar, que ela promova a manutenção do uso ou conservação de um recurso respeitando a escala sustentável; em segundo lugar que a distribuição do acesso a esses bens ou serviços ecossistêmicos seja dividida de forma justa e por fim, que a alocação seja feita de forma eficiente.

1.2 - Políticas públicas ambientais e seus instrumentos

O avanço da ocupação da sociedade humana sobre a terra tem resultado numa pressão ecologicamente insustentável pela degradação de recursos naturais e também pela destruição de ecossistemas terrestres e aquáticos reduzindo a capacidade de suporte de ciclagem de nutrientes e de provisão de serviços ecossistêmicos.

Conforme Lustosa et al. (2010), "a política ambiental é o conjunto de metas e instrumentos que visam reduzir os impactos negativos da ação antrópica sobre o meio ambiente, e são necessárias para induzir os agentes econômicos a adotarem posturas e procedimentos menos agressivos ao meio ambiente".

De acordo com suas características, os instrumentos usados nas políticas ambientais podem ser divididos em várias categorias, de acordo com os autores e suas linhas de pesquisa.

As categorias mais usadas na literatura (RING e SCHROTER-SCHLAACK, 2011; LUSTOSA et al., 2010) dividem em três tipos: instrumentos de regulação direta (ou regulatórios), instrumentos econômicos (ou baseados em incentivos), e instrumentos de comunicação ou de facilitação de autorregulação.

A Figura 1 ilustra as três categorias em um contínuo que se estende da direta alocação pelo governo de recursos e áreas para conservação (à esquerda) até intervenções mais indiretas visando corrigir falhas de alocações de mercados (à direita).

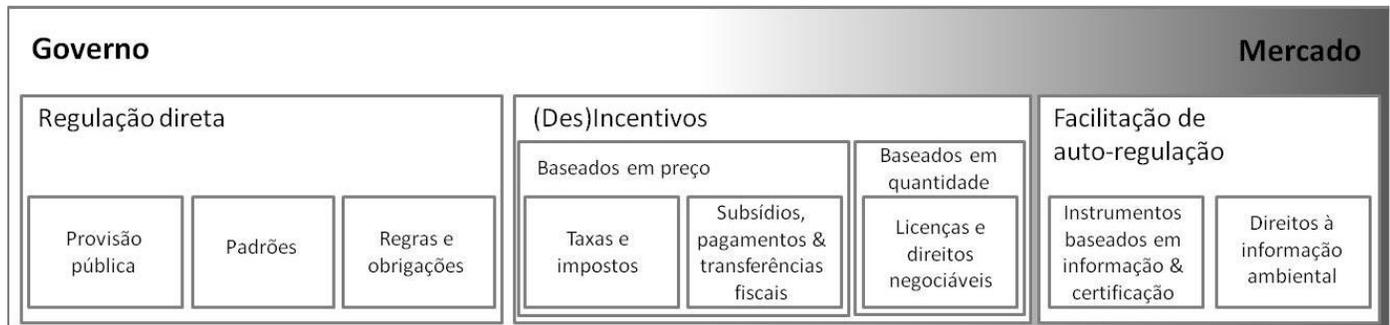


Figura 1 - Contínuo de instrumentos de políticas para conservação da biodiversidade.

Fonte: Adaptado de Schröter-Schlaack e Ring (2011)

Uma melhor explicação sobre as categorias e suas características estão expostas nos itens a seguir.

1.2.1 - Instrumentos regulatórios

São também conhecidos como políticas de comando-e-controle pois implicam o controle direto por parte dos órgãos reguladores através de normas, controles, procedimentos, regras e padrões a serem seguidos, e também diversas penalidades caso os agentes não cumpram o estabelecido (LUSTOSA et al., 2010). Alguns exemplos desses instrumentos são: regulações no uso de recursos (regras para uso do solo, regras para manejo florestal, proibição de uso de espécies endêmicas e em extinção, cotas para pesca e minérios), concessão de licenças para funcionamento de empreendimentos, regramento espacial (definição de zonas proibitivas para certas atividades econômicas - zoneamentos).

Segundo Schröter-Schlaack e Ring (2011), a regulação direta opera através da provisão pública direta de conservação da biodiversidade (p.ex. áreas protegidas) ou do estabelecimento de padrões (limites de poluição, planejamento espacial - zoneamentos).

Eles são os que normalmente definem a escala sustentável e em algumas vezes também garantem os critérios de distribuição justa também. Porém, a desvantagem é que tendem a falhar em promover a alocação eficiente e não proveem incentivos para ultrapassar uma meta (DALY e FARLEY, 2010). Por exemplo, caso um limite de emissões de poluentes seja fixada em uma quantidade que certa empresa ainda não ultrapassou, ela poderá chegar até esse limite caso sua produção aumente já que não terá nenhum incentivo a manter os níveis mais baixos.

Normalmente os instrumentos de regulação direta são os primeiros a serem implementados quando surgem problemas ambientais, principalmente por três razões, como explicam Schröter-Schlaack e Blumentrath (2011): 1) eles permitem uma resposta direta e imediata a uma ameaça ambiental; 2) os formuladores de políticas geralmente tem vasta

experiência nesse tipo de intervenção; e 3) uma base regulatória é pré-requisito para introdução de instrumentos de incentivo. Segundo os mesmos autores, esses instrumentos tem sido percebidos como altamente efetivos para a conservação ambiental por diversos motivos: 1) permitirem implementar em curto prazo a proibição de ações e o estabelecimento de padrões mínimos de conservação; 2) a efetividade de um padrão independe dos custos de oportunidade percebidos. Por exemplo, no caso de existir incerteza sobre o grau de impacto ambiental de uma ação, instrumentos de incentivo serão pouco efetivos, enquanto que a regulação estabelecendo padrões pode aumentar os custos mas também aumentar a efetividade ecológica; 3) podem ser mais facilmente adaptados para considerarem condições locais, ex: regras de zoneamento dependendo das aptidões do solo).

1.2.2 - Instrumentos econômicos

Também conhecidos como instrumentos de mercado, têm sido objeto de intenso debate nos últimos anos. Seu objetivo é colocar preço em comportamentos que trazem impactos ao meio ambiente, internalizando externalidades negativas; e recompensar comportamentos que trazem benefícios à conservação ambiental, internalizando externalidades positivas (RING e SCHROTER-SCHLAACK, 2011).

Segundo Schröter-Schlaack e Ring (2011), os instrumentos baseados em incentivos o fazem através de (des)incentivos financeiros aos agentes. Eles podem ser divididos entre os mecanismos baseados em preço e os mecanismos baseados em quantidades. Os primeiros incluem direitos negociáveis, enquanto os últimos incluem pagamentos por serviços ambientais em diferentes níveis de governança (PSA, REDD, ICMS ecológico) e benefícios fiscais.

Segundo Broughton e Pirard (2011), sua ascensão é motivada por três razões que são fortemente baseadas em premissas: 1) eles corrigem falhas de mercado ao internalizar externalidades; 2) eles são responsáveis por implementar a teoria dos incentivos; e 3) tem o potencial de serem autofinanciáveis e assim, reduzirem demandas extras de recursos para conservação.

Para Muradian et al. (2010) a identificação do escopo de aplicabilidade desses instrumentos ainda é difícil porque a teoria está em desenvolvimento e não existe uma fronteira clara entre instrumentos de mercado e outros tipos de instrumentos. O fato de ser difícil desenhar essa linha reflete a prática que é cheia de combinações de sistemas públicos e privados, comandados pelo mercado e por regulações (RING e SCHROTER-SCHLAACK, 2011).

Apresentando as vantagens da utilização desses instrumentos, Lustosa et al. (2010) destaca que eles permitem que um agente cause um impacto acima de um padrão médio estabelecido (escala) desde que outros agentes decidam reduzir seu nível de emissão por meio de compensações financeiras diretas (vendas de certificados - cotas) ou indiretas (redução de impostos). Eles permitem, portanto, que mantida a escala, seja possível melhorar a eficiência da alocação e também a justiça da distribuição.

Alguns exemplos são: taxas sobre poluição, subsídios, pagamentos por serviços ambientais, direitos negociáveis (*cap-and-trade*), entre outros. O mecanismo de compensação de reserva legal, objeto de estudo nesse trabalho, é um tipo de instrumento econômico que cria um mercado de direitos negociáveis.

Pela teoria, direito negociável é um mecanismo que busca melhorar o custo-efetividade de uma regra ambiental através da definição de cotas máximas permitidas para o uso de recursos, sem o uso de taxas. Conforme explicam Daly e Farley (2011), de uma perspectiva econômica teórica a cota ideal deveria ser definida de forma que o benefício marginal de uma unidade adicional de uso do recurso (poluição, desmatamento) fosse igual ao custo marginal social e privado. Porém, incerteza, ignorância em relação ao mercado e flutuação de preços torna isso inatingível. Mesmo que pudéssemos estimar os custos marginais nas escalas e preços existentes, o simples fato de definir as cotas (definir a escala) muda os preços usados para calcular os custos e os benefícios. Porém, o que é certo é que a escala para um sistema de cotas deve ser definida por restrições biofísicas (ex: capacidade do sistema se renovar). Além disso, a escala desejável deve ser consideravelmente menor que a escala sustentável já que não conhecemos totalmente o papel de serviços e fundos ecossistêmicos na garantia do bem-estar da sociedade (DALY e FARLEY, 2011).

1.2.3 - Instrumentos de comunicação

Esses instrumentos visam promover alterações de preferências e comportamentos individuais e coletivos para um enfoque mais ligado à conservação, e informar ou educar pessoas sobre a relação de suas atividades e o ambiente. Alguns exemplos desses instrumentos são: selos e certificações ambientais (ISO 14.001, FSC), lista de empresas que tem ações de respeito ao meio ambiente, etc.

Segundo Schröter-Schlaack e Ring (2011), essa categoria de medidas motivacionais e de informação visa prover conhecimento aos atores sobre as consequências de seu

comportamento, dessa forma facilitando motivações intrínsecas para autorregulação para conservação da biodiversidade ou de manejo de serviços ecossistêmicos.

De acordo com Santos (1998), há dois tipos alternativos de rotulagem ambiental. O primeiro é formado pelo rótulo ambiental ISO Tipo I (*ecoseals*), na forma de logotipo, ou seja, um símbolo, cujo objetivo é orientar os consumidores sobre a performance ambiental do produto. Neste tipo, os produtos são classificados em categorias selecionadas e comparados com produtos destinados a fins semelhantes.

O outro tipo de rotulagem ambiental é o rótulo ISO Tipo II (*environmental information sharing*), que apresenta informações ambientais qualitativas e quantitativas sobre o produto. Neste caso, o consumidor pode julgar os produtos segundo sua própria escala de valores e preferências. Neste tipo de rotulagem não há classificação por categorias, o que permite que possa abranger todos os produtos. As informações são fornecidas pelo próprio fabricante, mas estão sujeitas ao controle de órgãos certificadores e do próprio mercado.

1.3 - Combinações de políticas para conservação - *Policymix*

To explain the world of interactions and outcomes occurring at multiple levels, we also have to be willing to deal with complexity instead of rejecting it. (OSTROM, 2009 - Nobel Prize Lecture)

Policymix é um termo que foi criado por volta dos anos 1960, por Jan Tinbergen, inicialmente para ilustrar em modelagem macroeconômica que, para atingir vários objetivos definidos, são necessários vários instrumentos de políticas (TINBERGEN, 1956).

Em relação ao uso para objetivos de políticas relacionados com conservação ambiental o termo é definido como: "uma combinação de instrumentos de política que evoluiu para influenciar a quantidade e qualidade da conservação da biodiversidade e da provisão de serviços ecossistêmicos pelos setores públicos e privados" (RING e SCHRÖTER-SCHLAACK, 2011).

Segundo a OECD (2007) existem vários motivos para o uso de um mix de instrumentos para abordar questões ambientais:

- Em primeiro lugar, muitos problemas ambientais são do tipo "multiaspectos" - por exemplo, além de se restringir a quantidade total de emissão de certos poluentes, também devem ser levados em conta onde as emissões ocorrem, quando elas ocorrem, como os produtos poluentes são aplicados, etc.

- Em segundo lugar certos instrumentos podem reforçar o efeito uns dos outros - como quando um esquema de rotulagem melhora a responsabilidade de consumidores e produtores em relação a uma determinada taxa ambiental, enquanto que a existência da taxa ajuda a chamar a atenção para o esquema de rotulagem.

- Frequentemente, um mix de instrumentos é necessário para abordar falhas "não ambientais" de mercados onde instrumentos de políticas ambientais operam, como falta de informações, direitos de propriedades pouco definidos, poder de mercado, etc.

- Às vezes, algumas combinações podem também reduzir custos de adequação, melhorar as possibilidades de cumprimento da lei e reduzir custos administrativos.

Refletindo sobre os princípios da economia ecológica de escala, distribuição e alocação, Daly e Farley (2011) também discutem a questão da necessidade de uma combinação de políticas. Segundo eles, como são três objetivos, a solução de um deles não leva à solução dos outros necessariamente, mesmo eles não sendo objetivos isolados. Como um bom exemplo de política econômico ecológica eles citam o caso das políticas de *cap-and-trade*. Nessas políticas em primeiro lugar é definido um limite quantitativo de uso de um recurso, de emissões de gases, etc., para garantir a escala. Em segundo lugar, é definida de que forma essa quantidade limitada de recurso/uso deve ser distribuída entre os agentes, através de uso de justiça distributiva. Em terceiro lugar, então, é criado um esquema que permita a criação de um mercado que garanta a alocação eficiente desses direitos que foram distribuídos. Dessa forma, eles argumentam, essas políticas deveriam ser chamadas de "*cap, distribute, and trade*" (defina um limite, distribua e comercialize).

Levantamentos empíricos que visam analisar instrumentos isolados têm reconhecido a importância de sua interação com outros instrumentos existentes para seu sucesso. Após avaliar programas de PSE (Pagamento por Serviços Ecológicos) em vários países e regiões (Costa Rica, Finlândia, União Europeia, Moçambique, China), Santos e Vivan (2012) concluíram que:

dada a natureza e diversidade dos objetivos a serem atingidos na política de conservação da biodiversidade, bem como a dificuldade de garantir o financiamento dos programas de PSE exclusivamente por meio do mercado, a discussão de casos que não configuram um PSE puro traz vantagens na medida em que exige que se considere a concepção e a aplicação de pacotes de instrumentos (*polycymixes*) flexíveis e articulados, que garantam o cumprimento de uma função adequada a cada um dos instrumentos.

Quanto à composição do mix de políticas, Hansjürgens et al. (2011) afirmam que os instrumentos regulatórios são os ingredientes mais importantes de um *polycymix* para conservação

da biodiversidade e uso sustentável de serviços ecossistêmicos, e formam a espinha dorsal de qualquer política que tenha esses desafios.

Para Schröter-Schlaack e Blumentrath (2011) existe um escopo considerável de possibilidades de usar instrumentos regulatórios em etapas posteriores da formulação de um mix de políticas. Porém, uma estrutura regulatória forte, por exemplo direitos de propriedade garantidos e assegurados, constituem uma condição básica para a introdução de outros instrumentos, como esquemas de direitos negociáveis, PSA ou taxas ambientais.

Avaliando as opções de escolha de mecanismos e instrumentos de políticas públicas, Pannell (2008) propõe uma estrutura de regras para auxiliar nessa escolha. Segundo ele, os governos costumam apostar suas fichas em poucos programas ambientais visando provocar mudanças no uso do solo em áreas privadas para a conservação da biodiversidade, enquanto poderiam usar uma combinação de instrumentos utilizada de acordo com a situação de cada lugar específico.

Em seu modelo Pannell (2008) divide os instrumentos de política em cinco categorias: (a) incentivos positivos (instrumentos regulatórios ou financeiros para incentivar mudanças), (b) incentivos negativos (instrumentos regulatórios ou financeiros para inibir mudanças), (c) extensão (transferência de tecnologia, educação, comunicação, demonstrações, suporte à rede de comunidades), (d) mudança tecnológica (desenvolvimento de melhores opções de manejo do solo, provisão de infraestrutura para apoiar a nova opção de manejo), e (e) nenhuma ação. Segundo ele, a escolha entre esses instrumentos depende do nível de benefícios líquidos públicos e privados esperados como resultado da mudança no uso do solo proposta. "Benefícios líquidos privados" se referem aos benefícios menos custos revertidos aos proprietários privados de terras como resultado das mudanças propostas e "Benefícios líquidos públicos" significam benefícios menos custos resultantes para a sociedade.

Sua estrutura de análise está ilustrada na Figura 2. Por exemplo: incentivos positivos devem ser usados quando os benefícios líquidos públicos forem positivos, e não devem ser usados em situações onde os agentes adotariam as mudanças mesmo sem os incentivos, nem quando os custos líquidos privados forem maiores que os benefícios líquidos públicos. Outro caso: a extensão só deve ser usada quando o sistema proposto for suficientemente atrativo aos proprietários rurais para que a adoção continue mesmo quando o programa acabar.

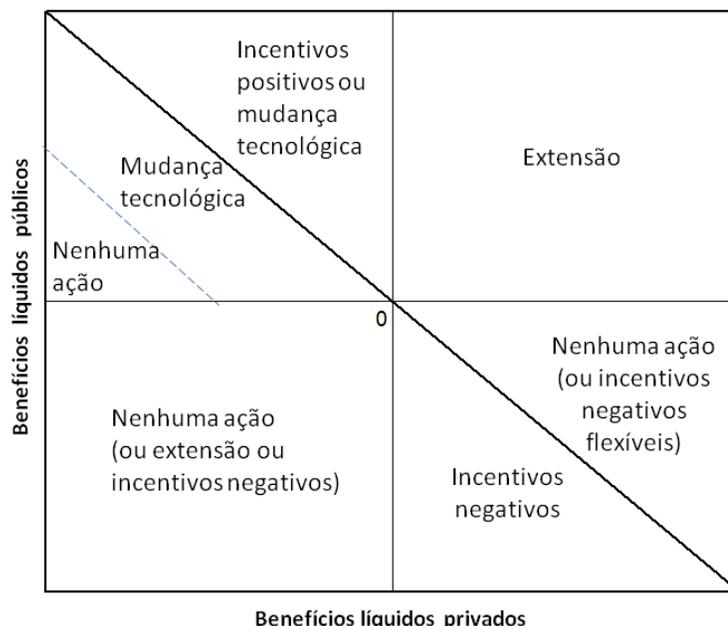


Figura 2 - Alternativas de mecanismos de políticas para mudança de uso do solo em áreas privadas
Fonte: Adaptado de Pannell (2008)

Com essa estrutura proposta é possível estimar para cada projeto os níveis de benefícios privados e públicos esperados em relação à situação atual (representada pelo centro zero zero) e plotar no gráfico. Assim, dependendo da localização, um tipo de política é indicada.

1.3.1 - O Projeto POLICYMIX¹

Indo ao encontro do debate sobre a importância de uma combinação de políticas para conservação, um grupo de pesquisadores de nove instituições de oito países se uniu para desenvolver o projeto POLICYMIX com estudos de caso em seis países². O objetivo do projeto, com duração entre 2010 e 2014, é alterar o foco de análise de políticas ambientais do 'custo-efetividade de instrumentos individuais' para um entendimento de como os instrumentos interagem uns com os outros.

As análises desenvolvidas até agora concluíram que os instrumentos econômicos não são uma alternativa ao comando e controle ou aos instrumentos de informação, mas sim dependentes e complementares a eles. Os instrumentos econômicos precisam estar alinhados com

¹ Esse item, exceto onde mencionado outra fonte, foi baseado no *Policy Brief - Alignment of economic instruments in policy mixes for biodiversity conservation and ecosystem services provision (Draft version)*. A lista completa das publicações do projeto está disponível em: <<http://policymix.nina.no>>.

² O Projeto POLICYMIX é apoiado por recursos da Comissão Europeia, Diretoria Geral para Pesquisa, dentro do Programa Quadro 7 do RTD, Tema 2 – Biotecnologia, Agricultura e Alimentos (Doação no. 244065).

a combinação de políticas existente, e não substituí-la. Em resumo, os instrumentos econômicos precisam de uma 'casa' regulatória e uma 'família' de instrumentos de informação. Uma 'casa' regulatória deve ser construída com direitos claros de posse e uso da terra, e 'mobiada' com instrumentos como disponibilidade de financiamento, capacitação e apoio à associações e organizações coletivas. Isso de certa forma tem sido aplicado por formuladores de políticas e sociedade civil, porém muitas vezes é ignorado por pesquisadores da área de instrumentos de mercado para conservação. A avaliação de combinações de políticas implica em reconhecer e avaliar a complexidade. Porém, o estudo de instrumentos econômicos frequentemente tem focado em aspectos únicos como os valores pagos nos projetos de PSA, discussão sobre custos de oportunidade, etc.

O setor público tem um grande papel em estabelecer e financiar instrumentos econômicos baseados em mercado (VATN et al., 2011). Além disso, os incentivos econômicos também podem existir entre instituições governamentais, como é o caso do ICMS ecológico, sem o envolvimento do mercado. Por essas razões, o projeto POLICYMIX definiu seu foco como a avaliação do papel dos instrumentos econômicos na combinação de políticas para conservação.

A combinação de políticas estabelece e modifica redes de interações mútuas entre produtores rurais, intermediários, reguladores e consumidores, no contexto institucional em que esses atores estão inseridos. O reconhecimento disso está mudando a análise de governança e de políticas públicas em direção a um contexto de pluralidade de níveis e atores - um 'contexto de redes' (BRESSERS e O'TOOLE, 1998). Os efeitos em rede combinados com a heterogeneidade de agentes e da paisagem que eles habitam, podem resultar em um número muito grande de situações específicas. Isso faz com que não seja possível uma recomendação geral a ser feita, portanto, a combinação dos instrumentos é completamente dependente do contexto. Nesses casos, a análise proposta pelo POLICYMIX pode proporcionar uma oportunidade de identificar quando a formulação de políticas convencionais deve dar lugar ao desenvolvimento de políticas adaptativas e experimentais.

1.3.1a - Metodologia de análise POLICYMIX³

A metodologia proposta pelo POLICYMIX de análise do papel de instrumentos econômicos existentes e propostos numa combinação de políticas possui três passos (RING e SCHRÖTER-SCHLAACK, 2011):

Passo 1: identificação do contexto político e dos desafios do caso estudado. O contexto dos instrumentos econômicos envolve a identificação de dimensões relevantes da interação dos instrumentos - situações de uso do solo, grupos de atores, escopo local e temporal da análise. Uma matriz de instrumentos é usada para definir tipos diferentes de interações. A fase de escopo também inclui a análise da viabilidade institucional de instrumentos propostos.

Os desafios de política podem ser definidos nos termos dos seguintes objetivos de política mais amplos (VATN et al., 2011):

- Ajuste institucional (PRIMMER et al., 2013; SIMILÄ e PRIMMER, 2012)
- Legitimidade do processo (justiça procedimental, senso de justiça) (GRIEG-GRAN et al. 2013),
- Legitimidade dos resultados:
 - o Equidade (justiça distributiva) (GRIEG-GRAN et al., 2013)
 - o Efetividade (prestação dos serviços; adicionalidade; permanência; vazamento) (RUSCH et al., 2013)
 - o Eficiência (custo-efetividade; custos de transação e de oportunidade, benefícios dos serviços ecossistêmicos) (BARTON et al., 2013; BROUWER et al., 2013)

Passo 2 - Análise de lacunas na legislação e identificação dos papéis dos instrumentos. Instrumentos econômicos tem diferentes papéis numa combinação de políticas, p.ex.: um pagamento por serviço ambiental agindo em sinergia com uma regulação de áreas protegidas proporciona um duplo incentivo para conservação. Em outros casos, PSA pode ser redundante, não tendo nenhum valor adicional. Ou, um PSA em uma parte da paisagem com características diferentes das áreas protegidas pode ser complementar. Subsídios para construção de 'estradas-parque' podem ter conflitos com os objetivos de áreas protegidas, etc.

Passo 3 - Avaliação de impacto (*ex post*) ou análise de cenários (*ex ante*) de resultados de instrumentos específicos na combinação de políticas. Sinergias, conflitos, etc. podem ser avaliados em diferentes estágios do ciclo de desenvolvimento e implementação de

³ Esse item, exceto onde mencionado outra fonte, foi baseado em Schröter-Schlaack e Ring (2011).

políticas. Métodos quantitativos de avaliação de impacto e de análise de cenários focam em alocação de recursos e em produtos/resultados (custo-efetividade), enquanto métodos qualitativos são usados para avaliar o processo de implementação. A Figura 3 a seguir ilustra esses três passos descritos.

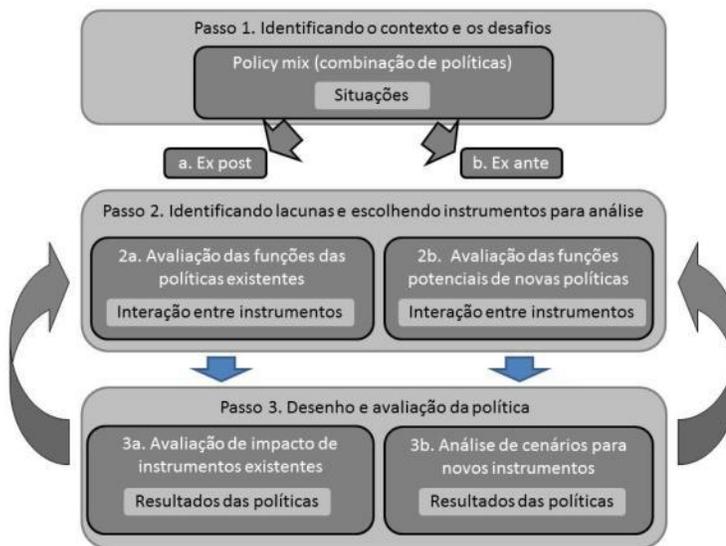


Figura 3 – Etapas de avaliação de POLICYMIX

Fonte: Adaptado de Schröter-Schlaack e Ring (2011)

Essa dissertação se baseou de forma geral nessa metodologia para avaliar o papel da compensação de reserva legal na combinação de política em São Paulo, com uma análise de cenários *ex ante* do impacto potencial da introdução desse instrumento.

1.3.1b - Avaliação espacial do *policymix* na paisagem - *Policyscape*⁴

O projeto POLICYMIX também traz a premissa que a combinação de políticas ao longo da paisagem é gerada em interação com as características da paisagem. Uma '*policyscape*'⁵ é a distribuição espacial de uma combinação de políticas (*policymix*) e seus diferentes instrumentos de ordenamento legal (BARTON et al., 2013). Assim como o conceito de '*policymix*' remete ao fato de que a avaliação do custo-efetividade de um instrumento particular é dependente do mix de instrumentos que interagem com ele, o conceito de '*policyscape*' remete ao fato de que o custo-efetividade é condicionado às características biofísicas da paisagem e dos *stakeholders* que estão interagindo em resposta à combinação de regras regulando suas ações.

⁴ Esse item, exceto onde mencionado outra fonte, foi baseado em Barton et al. (2013).

⁵ Termo formado pelas palavras em inglês: *policy* (políticas) + *landscape* (paisagem).

A Figura 4 traz uma ilustração conceitual de uma *policyscape* com um mix de instrumentos de conservação florestal distribuídos espacialmente em uma paisagem estilizada. No eixo horizontal os custos de oportunidade privados da conservação de florestas podem ser expressos em termos de retornos esperados de usos alternativos do solo (NAIDOO e ADAMOWICZ , 2006), ou em indicadores substitutos como classes de capacidade de uso do solo. No eixo vertical, os valores de conservação pública podem ser representados por indicadores de biodiversidade (BD) e/ou serviços ecossistêmicos (SES). Na figura estilizada, são utilizados três ícones para ilustrar aspectos que tipicamente são usados como indicadores de biodiversidade e *habitats*, como biomassa, estrutura florestal e representatividade/raridade.

A princípio, qualquer paisagem pode ser caracterizada nesses termos em um dado estado temporal. Na prática, o 'valor público para conservação' representado em uma dimensão única esconde a complexidade ao normalizar múltiplas e muitas vezes conflitantes metas para espécies, *habitats* e serviços ecossistêmicos em uma localidade específica na paisagem. Estudos na área de planejamento espacial de áreas para conservação (*reserve site selection* - RSS, na sigla em inglês) têm abordado essa complexidade através da inclusão de múltiplos aspectos de conservação, com objetivos individuais para cada um. Porém, estudos na área de avaliação de impacto de políticas (*impact evaluation* - IE, na sigla em inglês) tem geralmente focado em uma dimensão única de indicadores de conservação, como a cobertura florestal (com ou sem floresta), sem diferenciação.

Esse raciocínio é uma extensão ao nível de paisagem da estrutura de análise de benefício público-privados para seleção de instrumentos proposta por Pannell (2008). Ao fazer essa extensão, a estrutura sugere que se os instrumentos possuírem diferentes níveis de exigência e incentivos para seu cumprimento, eles devem ocupar regiões não sobrepostas e sim complementares na paisagem '*policyscape*'. As sobreposições de função podem ocorrer porque (1) existe incerteza sobre os valores de conservação públicos ou sobre os custos de oportunidade privados na aplicação dos instrumentos; e/ou porque (2) os instrumentos foram propositadamente designados a sobrepor porque as autoridades querem oferecer um menu de opções de locais que podem ter características biofísicas ou de custos de oportunidade similares, mas permitir que a interpretação subjetiva e valoração varie com as preferências dos proprietários rurais.

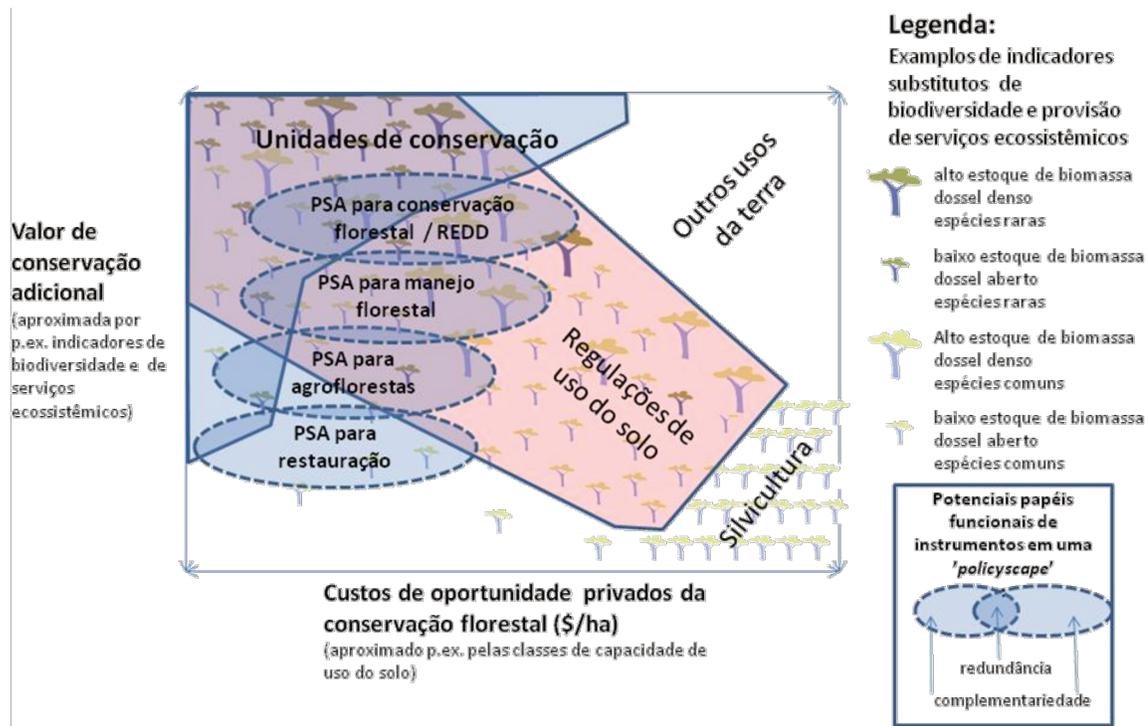


Figura 4 - Polycscape - um *polycymix* espacial de instrumentos de conservação

Fonte: Adaptado de Barton et al. (2013)

Na Figura 4 estão ilustrada essas sobreposições funcionais como Unidades de Conservação, PSA para proteção (REDD), PSA para manejo florestal, para agrofloresta e para restauração florestal. A literatura sobre avaliação de impacto tem apontado que os parques nacionais geralmente se localizam 'alto e longe' (JOPPA e PFAFF, 2009), ou seja, em áreas de baixos custos de oportunidade. Em lugares que são 'baixos e próximos', onde os custos de oportunidade de conservação permanente são altos, programas de PSA podem ser usados porque os custos de conservação de acordos voluntários não permanentes são mais baixos.

Em resumo, uma 'análise de *polycscape*' pode incluir uma série de diferentes estudos empíricos:

1. Sobreposição de instrumentos: por exemplo PSA podem ocorrer em lugares com áreas protegidas de uso sustentável ou em lugares com regulação direta (ex: reserva legal ou área de preservação permanente).

2. Sobreposição de funções de instrumentos em regiões com custo-efetividade parecida: diferentes instrumentos podem existir em áreas com valores para conservação e custos de oportunidade similares.

3. Direcionamento espacial dos instrumentos de forma complementar feita por modelos de seleção de áreas (RSS): os modelos especificam os diferentes custos e efetividades

dos instrumentos; quando essa proporção variar, os modelos irão alocar os instrumentos na paisagem de forma que eles não se sobreponham mas sim sejam complementares espacialmente.

Apesar das propostas serem de uma complexidade muito maior que a realizada por esse estudo, as análises realizadas foram inspiradas por essas ideias e são uma tentativa de iniciar a abordagem de *policyscape* para as políticas de conservação no Brasil.

Capítulo 2 - Conservação da biodiversidade no Estado de São Paulo

2.1 - Contexto, desafios e status da conservação da biodiversidade

A Mata Atlântica foi uma das maiores florestas tropicais do mundo em extensão, cobrindo originalmente cerca de 150 milhões de hectares no Brasil. Suas condições ambientais altamente heterogêneas criam diferenças na composição da floresta devido à sua amplitude latitudinal, em torno de 29°, incluindo regiões tropicais e subtropicais, e também devido à sua escala longitudinal que influencia na precipitação. Áreas costeiras recebem grandes quantidades de chuva durante todo o ano, chegando a mais de 4.000 mm, enquanto as florestas do interior recebem cerca de 1.000 mm/ano (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003).

Estas características geográficas, combinadas com a ampla variação de altitude, favorecem a alta diversidade e endemismo, incluindo mais de 20.000 espécies de plantas, 261 espécies de mamíferos, 688 espécies de aves, 200 espécies de répteis, 280 espécies de anfíbios, e muitas outras que ainda não foram descritas (RIBEIRO et al., 2009). A Mata Atlântica contém aproximadamente 2% do total de espécies em todo o mundo, incluindo 8.000 plantas endêmicas (2,7% do mundo) e 576 vertebrados endêmicos (2,1% do mundo).

Esse bioma, um dos mais biodiversos do mundo, tem sido também a área a mais populosa e degradada desde o início da história do Brasil, responsável por 80% do PIB nacional e abrigando mais de 100 milhões de habitantes (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003). Por ter uma grande biodiversidade e endemismo em uma área pequena sofrendo grande pressão é considerado um *hotspot* (MYERS et al., 2000). Somado com os outros top 4 *hotspots* compreende meros 0,4% da superfície terrestre do planeta.

O processo de desmatamento desse bioma não é recente, teve início com a expansão das plantações de café a partir de 1810 e se estendeu até o início do século passado (KRONKA et al., 2005). A maior intensidade no desmatamento foi entre 1907 e 1934 quando foram destruídos 7,9 milhões de hectares em SP (DEAN, 1996). Por causa de sua importância biológica e ameaça foi considerado o mais *hot* dos *hotspots* (LAURANCE, 2009). O estado de São Paulo teve 83% de seu território originalmente coberto por Mata Atlântica (VICTOR, 1975). Hoje o percentual de floresta remanescente na Mata Atlântica apresenta enormes discrepâncias dependendo da fonte utilizada. Ribeiro et al. (2009) encontraram várias diferentes porcentagem de remanescentes:

- 7-8% segundo a SOS Mata Atlântica/INPE (2000) e Galindo-Leal e Câmara (2003);

- 10,6% segundo a SOS Mata Atlântica/INPE (2008);
- 11,7% segundo Ribeiro et al. (2009); e
- 27% segundo o IESB et al. (2007) e Cruz e Vicens (2010).

As diferenças podem ser causadas por vários fatores, incluindo diferenças nos métodos como a inclusão de florestas secundárias e pequenos fragmentos ou até erros de mapeamento. A maioria dos remanescentes da Mata Atlântica são pequenos fragmentos menores de 50 hectares isolados uns dos outros e compostos por matas secundárias em estágios médios ou iniciais de sucessão. Os poucos fragmentos maiores sobreviveram em locais onde o terreno íngreme tornou a ocupação humana particularmente difícil (RIBEIRO et al., 2009).

O outro Bioma de São Paulo é o Cerrado, que também é reconhecido como um *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al., 2000). O Cerrado originalmente cobria 14% do território do estado e seu desmatamento é mais recente, mas mais intenso. Perdeu 90% de sua área entre 1960 e final de 2000, com a expansão da cana incentivada pela política de Proálcool na década de 1970 e da expansão de citros nos anos 1980 (Figura 5).

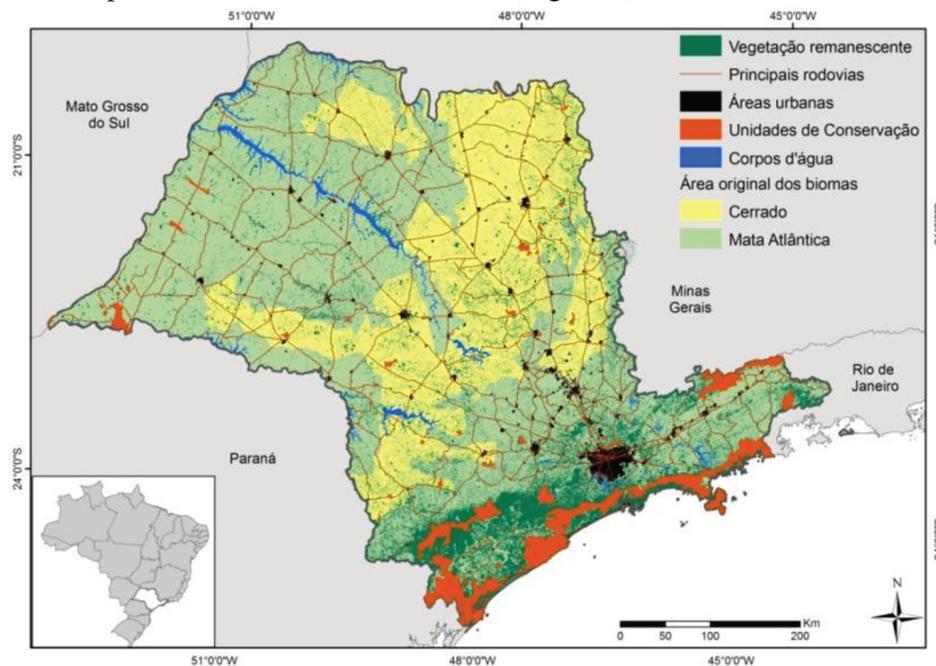


Figura 5 – Panorama da paisagem no Estado de São Paulo

Fonte: Elaboração própria com dados de SMA-SP, EMBRAPA, IF, ANA, IBGE.

A fragmentação atual tem levado à ameaça de extinção uma grande proporção da vasta biodiversidade da floresta, mais de 70% das 199 espécies de aves endêmicas estão ameaçadas ou em perigo (RIBEIRO et al., 2009). Apesar da degradação, os hectares

remanescentes ainda têm amostras significativas de sua flora originais que abrigam uma fauna diversificada, incluindo muitas espécies ameaçadas (RODRIGUES e BONONI, 2008).

No entanto, nem todas as espécies são capazes de serem preservadas em pequenos fragmentos. Os jaguares, por exemplo, exigem áreas maiores do que 10.000 km² para manter a viabilidade das populações em longo prazo, o que exige mais de 500 indivíduos. Na Mata Atlântica só duas áreas alcançam esta extensão (Figura 6): o corredor da Serra do Mar, nos estados de São Paulo e Paraná (Brasil), e as florestas que se estendem desde a província de Misiones na Argentina e o Parque Nacional do Iguazu no Brasil (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2003).

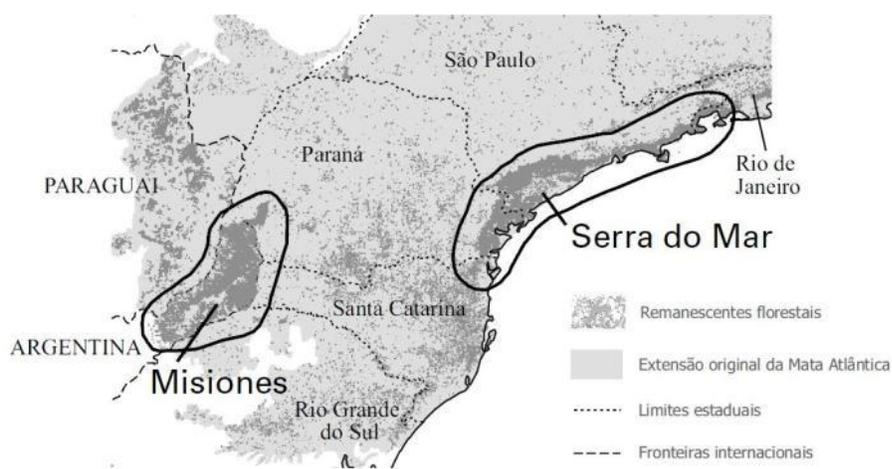


Figura 6 – Áreas com fragmentos florestais maiores que 10.000km² na Mata Atlântica

Fonte: Galindo-Leal e Câmara (2003)

Além da perda de biodiversidade, o desmatamento traz também problemas em relação às emissões de CO₂ e alterações no clima. Como apontado por Leite *et al.* (2012) apesar das preocupações internacionais quanto às emissões de carbono advindas do desmatamento na Amazônia, 72% das emissões do Brasil entre 1986 e 1995 vieram do desmatamento da Mata Atlântica e do Cerrado.

A dinâmica de desmatamento em São Paulo já está estabilizada e até mostra sinais de tendência de reversão (Tabela 1). Farinaci e Batistella (2012) estudaram a hipótese da ocorrência do fenômeno de transição florestal em São Paulo e encontraram aumento líquido da cobertura florestal a partir da década de 1990 em três das quatro fontes de dados usadas. Porém, ainda existe ainda a necessidade de um esforço de restauração mais intenso, e os próprios autores ressaltam que é necessário considerar a qualidade e localização dessa floresta para saber se e até

que ponto o incremento líquido pode estar mascarando a substituição de florestas primárias por vegetação menos densa e diversa.

Tabela 1– Área de floresta no Estado de São Paulo (1910 – 2000)

Ano	% de floresta	% flor. plantada (exótica)	% total
1910	60	-	60
1920	51	-	51
1930	41	-	41
1940	30	-	30
1950	20	-	20
1960	16	-	16
1962	13,7	1,5	15,2
1970	11,25	2,4	13,7
2000	13,9	3,1	17

Fonte: Compilado por Castanho Filho, 2008

A preocupação com a conservação da biodiversidade em propriedades privadas é muito relevante porque grande parte dos remanescentes de vegetação natural de quase todos os biomas brasileiros estão em propriedades rurais sob gestão privada, excetuando-se a Amazônia, onde essa proporção é cerca de 50%. Na Mata Atlântica e no Cerrado, cerca 90% dos remanescentes estão fora áreas protegidas (SPAROVEK et al., 2011) (Tabela 2). Em São Paulo esse valor é de 75% (RODRIGUES e BONONI, 2008), destacando a importância das áreas privadas no planejamento da conservação em São Paulo.

Tabela 2 - Localização da vegetação natural, por bioma

Biomas	Remanescente total (Mha*)	em áreas protegidas (UC*/TI*)		em áreas privadas		
		Área (Mha*)	%	Área (Mha*)	%	
Amazônia	322	155	48%	167	52%	
Caatinga	48	1,1	2%	46,9	98%	
Cerrado	114	14	12%	100	88%	
Mata Atlântica	31	3	10%	28	90%	milhões
Pampas	7	0,2	3%	6,8	97%	hectares,
Pantanal	13	1	8%	12	92%	Unidades

Conservação, TI – Terras Indígenas)

Fonte: Adaptado de Sparovek et al. (2011)

Diante deste cenário, os principais objetivos para conservação da biodiversidade e conservação da manutenção de serviços ecossistêmicos são garantir a conservação dos remanescentes florestais e investir na restauração da vegetação natural, principalmente

localizados em áreas privadas, focando na conexão entre os fragmentos. O item a seguir aborda como a ciência vem contribuindo em São Paulo para a formulação de políticas públicas nesse sentido.

2.2 - Contribuições da ciência para a formulação de políticas públicas

Um grupo de cientistas brasileiros motivados pelo desafio das ameaças que a rica biodiversidade do Brasil estava sofrendo (JOLY et al., 2010), fundou em 1999, o Instituto Virtual da Biodiversidade, o Biota-FAPESP. Eles foram apoiados pela FAPESP, a Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo, que é uma fundação apolítica financiada pelo contribuinte, e é uma das principais agências de fomento à pesquisa científica e tecnológica no Brasil.

Em mais de dez anos de pesquisa, foi produzida uma grande quantidade de informações pelos pesquisadores do Biota, que resultou em mais de 151 mil registros de 9.405 espécies, bem como os parâmetros da paisagem estruturais e índices biológicos de mais de 92.000 fragmentos de vegetação nativa (JOLY et al., 2010).

Até mais importante que o esforço na produção de informações sobre a biodiversidade é a interação de sucesso feita entre a ciência e a política. De acordo com Joly et al. (2008) “o Biota representa, sem dúvida, um novo conceito entre a imprescindível etapa dos inventários sobre a composição da biodiversidade paulista e um programa de pesquisas em conservação e uso sustentável dessa biodiversidade.”

Esse link foi possível devido a um esforço coordenado pelos pesquisadores do Biota para sintetizar dados e disponibilizá-los para uso na formulação de políticas públicas, conduzido entre 2006 e 2008 (JOLY et al., 2010).

O trabalho conjunto entre a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SMA-SP) e o Programa BIOTA produziu três mapas que foram adotados como referência pelo governo estadual para referência nas políticas públicas para conservação e restauração da biodiversidade. O primeiro é o de áreas indicadas para criação e/ou ampliação de Unidades de Conservação que traz o mapeamento de fragmentos naturais amplos, bem conectados na paisagem, com uma alta riqueza de espécies-alvo e ainda não incluídos dentre as Unidades de Conservação de Proteção Integral já estabelecidas no Estado de São Paulo (Figura 7). Essas áreas foram sugeridas para integrarem este sistema, através da desapropriação desses fragmentos pelo estado e sua posterior transformação em Unidades de Proteção Integral (METZGER e RODRIGUES, 2008).

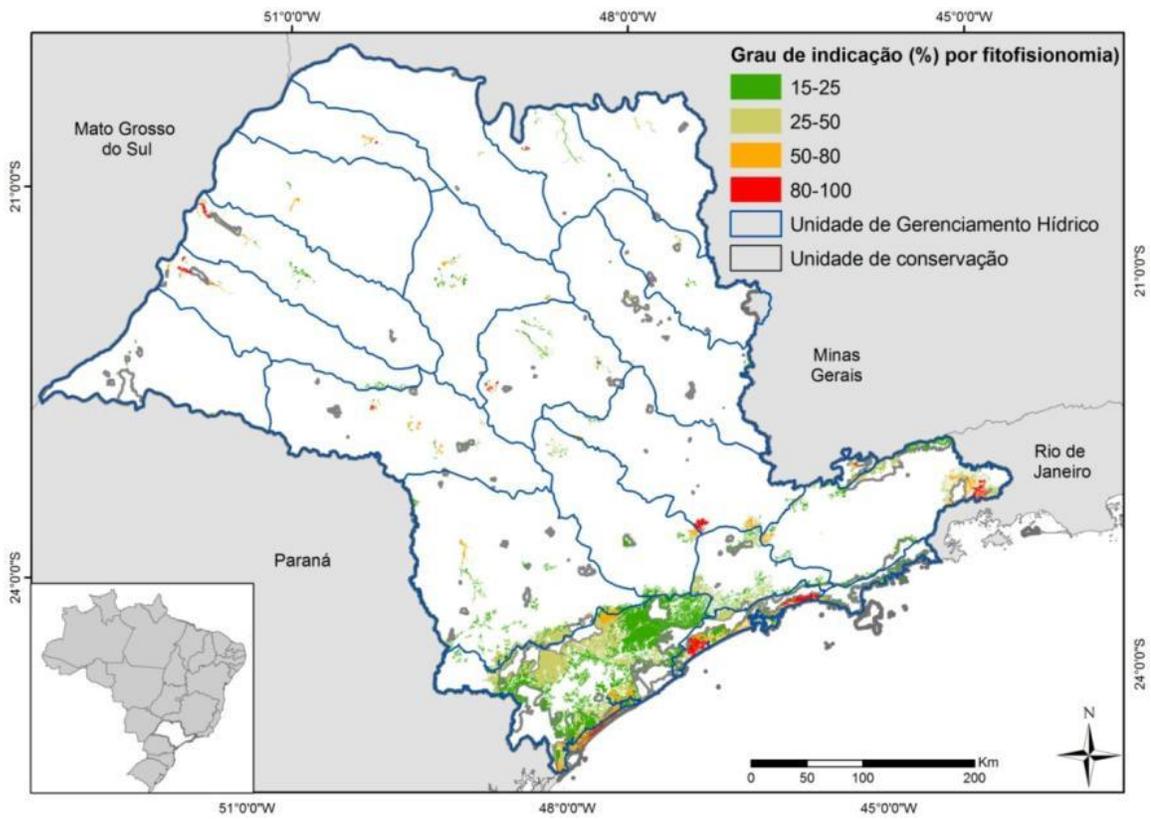


Figura 7 - Áreas indicadas para criação de novas Unidades de Conservação de Proteção Integral em SP
 Fonte: Metzger e Rodrigues (2008)

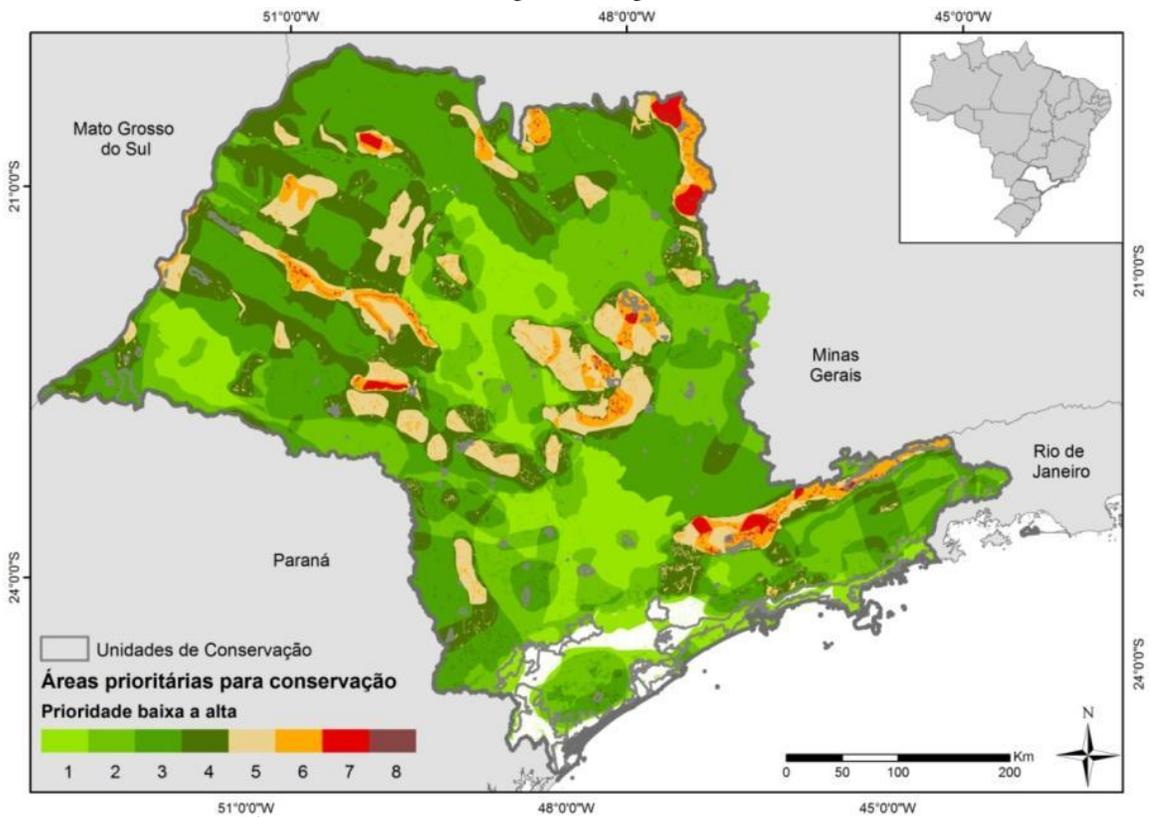


Figura 8 – Áreas prioritárias para restauração da biodiversidade em São Paulo
 Fonte: Metzger e Rodrigues (2008)

O segundo mapa é o de Áreas Prioritárias para incremento de conectividade e restauração da biodiversidade (Figura 8). Ele aponta outras áreas consideradas pelos autores menos ricas em biodiversidade, mas com presença de espécies relevantes, e que apresentam uma configuração paisagística formada por fragmentos de tamanho e graus de conectividade intermediários, não tão bons como os anteriores, mas também não muito isolados na paisagem, que foram sugeridas para ações de incremento de conectividade pelo setor privado. A forma sugerida é a alocação da Reserva Legal, ou a restauração de corredores ripários que resultem num incremento significativo da conectividade desses fragmentos na paisagem (METZGER e RODRIGUES, 2008).

Este grupo de ações é sugerido pelos autores para fragmentos de relevante valor biológico, mas que não justificavam sua proteção como Unidades de Conservação de Proteção Integral. O mapa apresenta uma variação de prioridade entre 0 e 8. Essa priorização foi baseada no número de recomendações feitas por mais de 160 especialistas pesquisadores do estado de São Paulo que foram divididos em equipes de especialistas em cada grupo taxonômico na área (de um máximo de 7: criptógamas, fanerógamas, insetos, anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos) e mais a avaliação de uma equipe de ecologia de paisagem. Quanto maior o número de grupos ou espécies que habitam a área que se beneficiariam de ações de restauração maior a pontuação. As decisões foram baseadas particularmente na ocorrência de aproximadamente 3.200 espécies-chave (p.ex: raras, especialistas, endêmicas, sensíveis a distúrbios e ameaçadas de extinção) e em algumas características de estrutura de paisagem, como áreas fragmentadas e conectividade (JOLY et al., 2010).

O terceiro mapa aponta as regiões que ainda não dispunham de dados biológicos suficientes que permitissem aos autores sustentarem a adoção de ações mais efetivas de conservação da biodiversidade remanescente, e foram sugeridas como regiões importantes para intensificação de inventários biológicos. Essa intensificação pode ser feita através da adoção de programas integrados de coleta biológica pelas instituições de pesquisa do Estado de São Paulo, envolvendo, por exemplo, os programas de pós-graduação, ou através do direcionamento de inventários biológicos para essas regiões, promovido pelos órgãos financiadores da pesquisa científica do Estado de São Paulo, com destaque para a FAPESP (Figura 9).

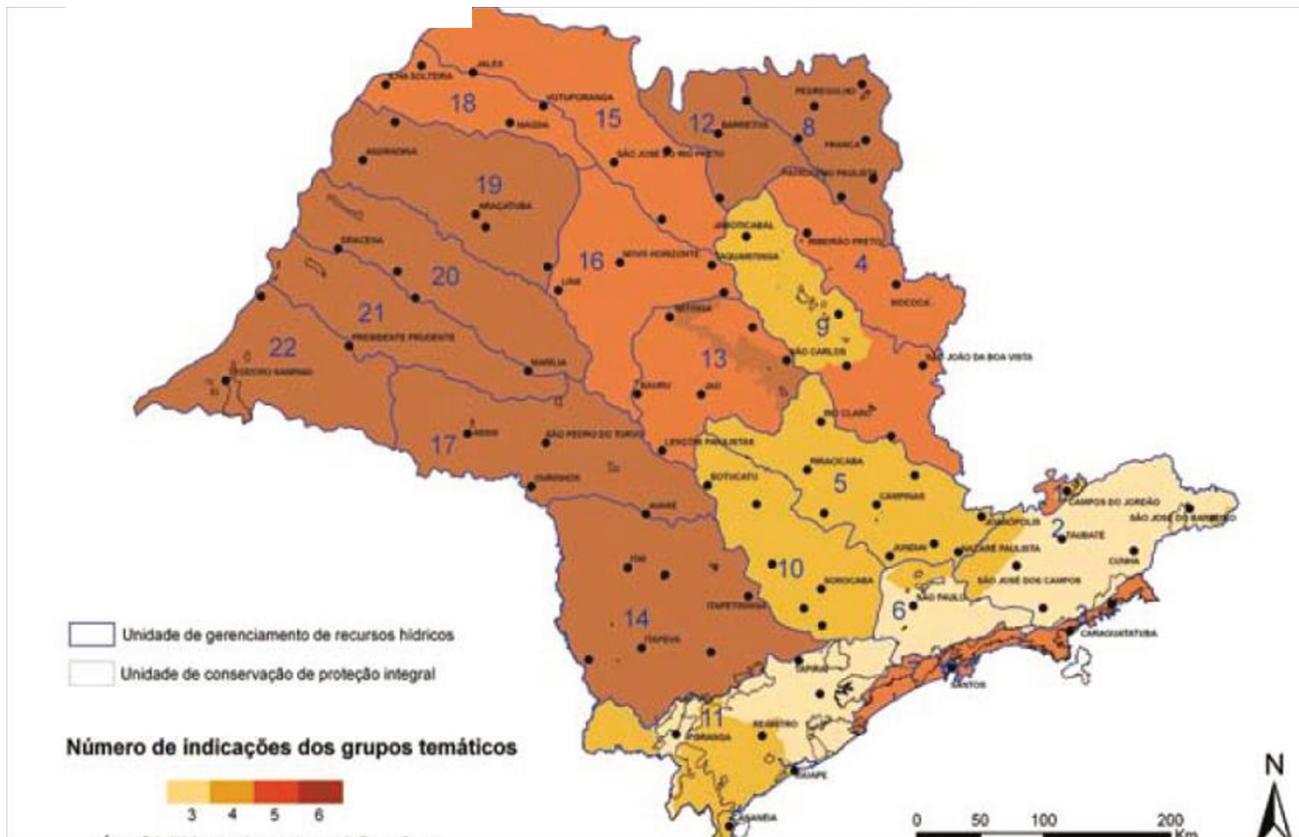


Figura 9 – Áreas prioritárias para realização de inventários biológicos

Fonte: Metzger e Rodrigues (2008)

Uma prova da importância desse trabalho de sistematização e interação com os formuladores de políticas é que foram lançados 4 (quatro) Decretos Estaduais e 11 (onze) Resoluções que seguem as recomendações dos mapas do Biota-FAPESP. Antes dessa sistematização a maioria das decisões políticas eram baseadas em dados secundários de qualidade heterogênea, não avaliada por comitês científicos (JOLY et al., 2010). Entre essas leis, duas que merecem ser mencionadas são: a portaria da Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SMA-SP) de criação do Zoneamento Agro-Ecológico de São Paulo⁶ que proíbe a expansão da cana de açúcar nas áreas prioritárias para restauração da biodiversidade. A outra é a portaria⁷ conjunta entre a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SMA-SP) e a de Agricultura (SAA-SP) que define que qualquer supressão de vegetação nativa para parcelamento de solo ou qualquer construção em área urbana deve ser baseada nas categorias de prioridade para restauração definidas pelo BIOTA.

⁶ Portaria SMA nº 14 de 2008.

⁷ Portaria conjunta SMA-SAA nº 04 de 2008.

2.3 - Papel das principais políticas e instrumentos para conservação ambiental em SP

No contexto apresentado nos itens anteriores existe um grande número de políticas e instrumentos econômicos que visam garantir a conservação da biodiversidade e a provisão de bens e serviços ecossistêmicos. Nesse item descreveremos o papel de alguns dos principais existentes no estado de São Paulo, dando destaque ao de maior influência na conservação em áreas privadas. Inicialmente será feito um resgate histórico do Código Florestal e seu papel como principal instrumento regulatório, em seguida serão detalhadas mais outras duas leis de comando-e-controle: Lei dos crimes ambientais e Lei da Mata Atlântica. Para finalizar será mencionado dois exemplos de instrumentos econômicos, iniciativas de Pagamentos por serviços ambientais e o ICMS ecológico.

2.3.1 - Código Florestal

O principal instrumento regulatório sobre conservação ambiental em áreas privadas, no Brasil e em São Paulo, é o Código Florestal, estabelecido em 1965. Entretanto, desde 1934⁸ o Brasil já possuía uma lei florestal que trazia a ideia de impedir o desmatamento integral dos imóveis rurais: “Art. 23 - Nenhum proprietário de matas cobertas poderá abater mais de três partes da vegetação existente”.

A intervenção direta na proteção florestal mesmo em terras privadas é justificada pelo reconhecimento dessas áreas como de interesse comum de todos os habitantes do país pela prestação de serviços de natureza pública. Em 1965 foi editada uma nova versão da lei⁹ mantendo as premissas originais: impedindo a ocupação de áreas frágeis, exigindo uma área mínima de conservação da vegetação nativa para garantir o balanço ecossistêmico e encorajando o uso racional das florestas. Essa lei exigia a manutenção de uma área de floresta para garantir suprimentos de carvão e lenha, que eram, na época, importantes fontes de energia em áreas urbanas e rurais. As plantações de café estavam expandindo-se, especialmente para o interior do Estado de São Paulo, promovendo o desmatamento e também demandando o uso de lenha para o transporte dos grãos que se dava por trens movidos à vapor. Várias punições eram previstas para os retratores da lei, que incluíam multas e até prisões. Porém, essas exigências foram pouco respeitadas e cumpridas pela sociedade e também pouco fiscalizadas pelo governo.

⁸ Decreto Federal nº 23.793/34.

⁹ Lei Federal nº 4.771 / 1965.

A versão de 1965 criou duas obrigações legais em propriedades rurais: as Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Florestal (RF). As APP compreendiam áreas frágeis, como matas ciliares, lagos e lagoas, serras e chapadas, topos de morro e mangues. A proteção para as áreas ripárias variavam entre 5 a 150 metros, dependendo da largura do rio. A RF não tinha um tamanho definido, mas os proprietários deveriam manter 20% da propriedade com vegetação natural e nas novas áreas agrícolas só poderia ser desmatado 30% da vegetação. Porém, assim como a lei de 1934, a nova versão não foi acompanhada de outros instrumentos ou acordos políticos para garantir seu cumprimento.

Em 1986 uma nova lei¹⁰ ampliou o tamanho mínimo da APP para 30 metros e nos rios com mais de 200 metros de largura a APP tornou-se equivalente à sua largura. Em 1989, uma nova lei¹¹ criou uma regulamentação mais detalhada para a RF, estendendo sua aplicação para o Cerrado, que era até então restrita às áreas florestais. Consequentemente, a "Reserva Florestal" foi substituída por "Reserva Legal" e deveria ser averbada na matrícula do imóvel rural. O tamanho da RL foi definida como um percentual de 50% das propriedades nas regiões Norte e Centro-Oeste e 20% para o resto do país. O tamanho da APP foi alterado novamente, agora variando de 30 até ao máximo de 600 metros, e incluindo uma proteção de tamanho diferente para as nascentes, de 50 metros de proteção no seu entorno.

Em 1996 foi editada a primeira¹² de uma série de Medidas Provisórias que aumentou a proteção do bioma Amazônia, permitindo apenas 20% de desmatamento em regiões com tipologia florestal, ou seja, 80% de RL. A última Medida Provisória¹³ da série foi editada em 2001 e exigiu 80% de RL das áreas de floresta e 35% de Cerrado na Amazônia Legal, e 20% de RL nos demais biomas e regiões o país, que inclui a Mata Atlântica e Cerrado em São Paulo.

De acordo com Hirakuri (2003), apenas entre 1965 e 1998 foram estabelecidos no Brasil 84 diferentes instrumentos jurídicos para regular a conservação ambiental e o reflorestamento. As motivações para o seu estabelecimento variaram de acordo com o histórico do desenvolvimento econômico e das mudanças nas taxas de desmatamento.

Entretanto, todas essas mudanças não foram suficientes para garantir a conformidade com a lei, estudos mostram que menos de 10% das propriedades alegaram ter a RL e mesmo

¹⁰ Lei Federal nº 7.511 de 1986.

¹¹ Lei Federal nº 7.803 de 1989.

¹² Medida Provisória nº 1.511 de 1996.

¹³ Medida Provisória nº 2.166 de 2001.

aquelas que tem, não mantêm a área mínima definida por lei (OLIVEIRA e BACHA, 2003). Segundo Irigaray (2007), “desde sua instituição, a Reserva Legal permanece sendo um simulacro de conservação: os proprietários rurais ignoram a limitação administrativa fixada no Código Florestal e o poder público não dispõe de estrutura para induzir o respeito à lei”. Mas, como argumentam Alston e Mueller (2007), a baixa adesão não significa que o Código Florestal não é absolutamente obrigatório e não impõe custos sobre os proprietários de terras. Esses autores ressaltam que todos os esforços dedicados pelos proprietários rurais para influenciar mudanças na legislação refletem o reconhecimento de que a legislação cria custos atuais e potenciais.

Durante todo esse período, foram promulgadas várias leis em nível estadual que, no geral, eram complementares às leis no nível federal. Uma das mais importantes recentemente é o Decreto¹⁴ promulgado em 2009, que regula a manutenção, restauração, regeneração natural, compensação e composição da área de RL das propriedades rurais no estado de São Paulo.

Frequentes reclamações sobre a lei motivaram uma crescente demanda por parte de grupos ligados ao setor rural pela redução das exigências legais do Código Florestal. Um dos principais argumentos é em relação aos custos de adequação. Embora muitos outros países também tenham restrições quanto ao uso de áreas particulares, a Reserva Legal é excepcional, não só pelos níveis de exigência (de 20% na Mata Atlântica e Cerrado até 80% na Amazônia), mas também porque os custos devem ser suportados exclusivamente pelo proprietário, embora o benefício tenha características públicas (ALSTON e MUELLER, 2007).

De acordo com o IEA (2009), a total conformidade com a lei (versão anterior) incluindo APP e Reserva Legal no Estado de São Paulo custaria R\$5,6 bilhões de perda de renda, mais R\$14,8 bilhões de custos da restauração, somando R\$20,4 bilhões, ou seja, 64,4% da riqueza gerada pela agropecuária paulista em 2005.

Apesar da importância para conservação ambiental e do potencial econômico da Reserva Florestal estarem na agenda de pesquisa (RANIERI, 2004; CASTANHO FILHO, 2008; POMPERMAYER, 2006) com reconhecimento da sua importância como uma ferramenta para a conservação da biodiversidade, ainda existem barreiras culturais, regulamentares, técnicas e econômicas para tais exigências legais serem cumpridas pelos proprietários (RODRIGUES, 2007).

¹⁴ Decreto Estadual nº 53.939 de 2009.

Em 2012, depois de muitos anos de discussão no Congresso Nacional e no Senado, a presidente, na época, Dilma Roussef aprovou uma nova versão do Código Florestal¹⁵. As razões subjacentes para a revisão da lei, segundo Sparovek et al. (2012), podem ser resumidas como:

- (i) O longo histórico de não conformidade, que envolve um intenso desmatamento, fez com que grande parte dos produtores brasileiros ficasse em situação de ilegalidade;
- (ii) a consciência nacional e internacional sobre a legalidade e as consequências ambientais de uso da terra está aumentando e isso tem colocado o setor agrícola brasileiro em uma posição vulnerável e desconfortável;
- (iii) o total cumprimento do Código Florestal, se buscado pela restauração da vegetação natural através de plantio, seria muito caro; e
- (iv) há uma percepção no setor rural que as restrições ambientais em terras privadas são muito rigorosas e impedem o desenvolvimento da agricultura, e portanto a conservação da vegetação natural deve ocorrer principalmente em terras públicas.

A nova versão traz várias reduções de exigências, principalmente em áreas que eram de proteção permanente, reduz as proteções de áreas frágeis como topos de morro e encostas, e reduz proteções de matas ciliares de acordo com o tamanho da propriedade, fugindo totalmente da lógica da conservação, entre outras alterações. Muitos cientistas alertaram para os riscos dessas alteração na lei. Segundo Metzger (2011), "simples análises da relação espécie-área projetam a extinção de mais de 100 mil espécies, uma perda massiva que invalidará qualquer comprometimento com a conservação da biodiversidade". O autor também aponta que as alterações podem jogar fora o alto potencial único que o Brasil tem de alcançar o desenvolvimento sustentável e conservar seu patrimônio biológico.

Os itens a seguir descrevem dois instrumentos criados pelo Novo Código Florestal: o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Plano de Regularização Ambiental (PRA), e as novas regras válidas para o instrumento de Reserva Legal.

2.3.1a - Cadastro Ambiental Rural (CAR)

O Cadastro Ambiental Rural é o registro público eletrônico de âmbito nacional, obrigatório para todos os imóveis rurais, com finalidade de integrar as informações ambientais das propriedades e posses rurais, compondo base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento¹⁶.

O cadastramento de imóveis surgiu inicialmente nos estados da Amazônia (Mato Grosso e Pará) por volta de 2005 como política estadual com o objetivo de verificar a adequação ambiental dos imóveis rurais ao Código Florestal e ser uma etapa inicial de licenciamento

¹⁵ Lei Federal nº 12.651 de 2012, com alterações pela Lei Federal nº 12.727 de 2012.

¹⁶ Art. 29 da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

ambiental de atividades rurais. Em uma segunda fase, em 2008 já com o nome de Cadastro Ambiental Rural (CAR) ele evoluiu como um critério de políticas federais de liberação do crédito rural para produtores de municípios com crédito embargado por serem considerados críticos no combate ao desmatamento da Amazônia. Com o novo código florestal o CAR foi estendido para todo o território nacional e assumiu preeminência como o núcleo de um programa de governança ambiental em terras privadas (MAY et al., 2012).

A ideia do CAR é de concentrar, em uma base de dados única, informações sobre todas as propriedades rurais, com identificação das coordenadas geográficas e da localização das APP, áreas públicas, áreas de uso restrito, Reservas Legais, remanescentes de vegetação e áreas consolidadas em cada propriedade (ELLOVITCH e VALERA, 2013).

A inscrição no CAR será obrigatória a todos imóveis e posses rurais e deverá constar: a identificação do proprietário ou possuidor rural; a comprovação da propriedade ou posse; a identificação do imóvel por meio de planta e memorial descritivo, contendo a indicação das coordenadas geográficas com pelo menos um ponto de amarração do perímetro do imóvel, informando a localização dos remanescentes de vegetação nativa, das Áreas de Preservação Permanente, das Áreas de Uso Restrito, das áreas consolidadas e, caso existente, também da localização da Reserva Legal¹⁷.

2.3.1b - Programa de Regularização Ambiental (PRA)

O Programa de Regularização Ambiental (PRA)¹⁸, segundo a nova lei, deve ser criado pela União e os Estados com o objetivo de adequar posses e propriedades rurais às regras da lei e regularizar proprietários autuados por infração ambiental cometidos até 22 de julho de 2008.

Segundo Ellovitch e Valera (2013),

a ideia do PRA, na teoria, é possibilitar a anistia de multas e a extinção de punibilidade por crimes ambientais, como forma de estimular a regularização das propriedades rurais com intervenções ilícitas em áreas protegidas. (...) Todavia, servirá também como instrumento para consolidação de atos ilícitos e permissão para continuidade de atividades agrossilvipastoris em áreas que eram protegidas pela legislação. Além disso, será instrumento para anistia de multas e crimes ambientais cometidos até 22 de julho de 2008, violando os princípios da isonomia, da separação dos poderes, da tríplice responsabilidade ambiental, da prevenção geral e da prevenção especial.

¹⁷ Art. 29 da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

¹⁸ Art. 59 da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

Apesar do prazo concedido pelo Código Florestal, a partir da data de sua aprovação, para que os estados criassem seus PRA ter vencido em maio de 2013, ele ainda não está sendo contado porque ainda não foi lançada a regulamentação do PRA a nível federal. Também está dependendo da regulamentação a contagem do prazo para os imóveis rurais se inscreverem no CAR, que é de um ano após o lançamento da regulamentação. Ou seja, a lei existe há mais de um ano e meio e ainda não foi regulamentada e portanto sua implementação não pode ser feita de forma integral, prejudicando o incentivo e a ação dos instrumentos de comando e controle.

2.3.1c - Novas regras para reserva legal

A nova lei ampliou muito a complexidade das regras sobre áreas de conservação em propriedades privadas, incluindo APP e RL. A seguir serão detalhadas as principais regras atuais para a Reserva Legal, que são de principal interesse para o objeto desse estudo.

Em relação a Reserva Legal que deve ser mantida em cada propriedade, os percentuais continuam os mesmos da lei anterior, ou seja, em São Paulo o montante é de 20%. As opções de regularização para os proprietários que detinham, em 22 de julho de 2008, área de Reserva Legal em extensão inferior ao exigido também se mantém praticamente as mesmas¹⁹:

I - recompor a Reserva Legal;

II - permitir a regeneração natural da vegetação na área de Reserva Legal;

III - compensar a Reserva Legal.

Uma primeira diferença é a possibilidade que a recomposição seja realizada com o plantio intercalado utilizando até 50% de espécies exóticas em sistema agroflorestal. Sem dúvida o objetivo foi possibilitar a redução dos custos de recomposição (muitas vezes proibitivos) através da possibilidade de exploração econômica posterior da madeira.

Outra importante alteração na lei é em relação ao cômputo das áreas de APP no cálculo do percentual de RL do imóvel, transformando o que era exceção na lei anterior em regra geral²⁰. Segundo o Art. 15:

Será admitido o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo do percentual da Reserva Legal do imóvel, desde que o benefício previsto neste artigo não implique a conversão de novas áreas para o uso alternativo do solo; a área a ser computada esteja conservada ou em processo de recuperação, conforme comprovação do proprietário ao órgão estadual integrante do Sisnama; e o proprietário ou possuidor tenha requerido inclusão do imóvel no Cadastro Ambiental Rural - CAR, nos termos desta Lei.

¹⁹ Art. 66 da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

²⁰ Art. 15 da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

Além disso, o cômputo de que trata o caput aplica-se a todas as modalidades de cumprimento da Reserva Legal (regeneração, recomposição e compensação)²¹. Sobre a terceira opção de regularização, a compensação, por ser o objeto desse estudo, terá seu funcionamento detalhado no Capítulo 3.

Outra novidade dessa lei foi a diferenciação das exigências de acordo com o tamanho dos imóveis rurais²². Segundo o Art. 67²³:

Nos imóveis rurais que detinham, em 22 de julho de 2008, área de até 4 módulos fiscais e que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto no art. 12, a Reserva Legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo.

Ou seja, trazendo a isenção de recuperação de déficits de reservas legais sem vegetação até 22 de julho de 2008, para esses imóveis rurais.

Essa isenção veio responder as solicitações de redução de exigências ambientais para pequenos produtores por um motivo de justiça social. Porém, ao estender esse benefício somente levando em conta o tamanho da propriedade sem qualquer preocupação com a condição social do proprietário ou com a possibilidade de desmembramento dos imóveis, esse benefício se esvazia e pode se transformar em prejuízos para a sociedade.

Segundo Ellovitch e Valera (2013), ao permitir o registro de Reservas Legais em percentual inferior a 20% da área do imóvel e a consolidação de desmates ilícitos, a lei "viola os mandamentos constitucionais de reparação de danos ambientais (art.223, §3de recuperação de processos ecológicos essenciais (art.225, §1º, I) e a vedação de utilização inadequada de áreas especialmente protegidas (art.225, §1º, III)."

Por um lado essas novas regras foram muito criticadas pelo grande retrocesso em relação às regras anteriores. Por outro lado, a flexibilização das regras (tamanho de APP e RL) como sempre foi uma demanda de grupos do setor rural e uma desculpa para a não conformidade, traz agora a expectativa de um cenário futuro de maior aplicação e cumprimento do Código Florestal no Brasil, já que mesmo com as menores exigências da nova lei, a maioria das propriedades rurais ainda continua longe da total adequação à lei.

²¹ Art. 15 da Lei Federal nº 12.727, de 2012.

²² Módulo fiscal é a unidade de medida agrária criada pela Lei n. 6.746/79, para fins de cálculo do Imposto Territorial Rural (ITR). A extensão é definida para cada município pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), podendo variar entre 5 e 110 hectares.

²³ Art. 67 da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

2.3.2- Lei de Crimes Ambientais

A Lei de Crimes Ambientais²⁴ (LCA) foi publicada em 1998 e é considerada uma grande inovação na combinação brasileira de políticas para a conservação, ampliando significativamente a responsabilidade para os infratores ambientais. Apesar do nome, a lei não se restringe às penalidades estabelecidas para os crimes ambientais, mas também aborda violações administrativas e de cooperação internacional (IPEA, 2011).

Seu lançamento foi uma tentativa de aumentar a aplicação do Código Florestal (RL e APP), transformando diversas infrações administrativas em crimes. A lei visa aumentar a capacidade das agências de aplicarem sanções administrativas; estabelece as responsabilidades das empresas por violações ambientais e danos; transforma violações ambientais, como extração ilegal de madeira, em crimes com penas mais elevadas (até R\$32 milhões), e fornece procedimentos judiciais mais rápidos para muitos crimes ambientais.

Em 2008, foi publicado um Decreto²⁵ para regulamentar as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente previstas na LCA e estabelecer o procedimento administrativo para a verificação desses crimes. Uma das infrações previstas no decreto, e a mais relevante para a conservação em áreas privadas, é a falta de averbação de RL das propriedade rurais.

Por esta infração, o artigo 55 desse Decreto impõe uma multa diária de R\$ 50,00 a R\$500,00 por hectare, e um prazo de 180 dias para apresentar um termo de compromisso para regularização da RL através de um dos procedimentos alternativos previstos na lei. Se implementada, a punição do artigo 55 afetaria milhares de propriedades que não têm suas RL averbadas, e pode ser um instrumento muito poderoso para melhorar o cumprimento do Código Florestal. No entanto, a forte pressão do setor rural brasileiro (Sindicatos, Confederações e seus representantes no senado e câmara federal) pressionaram o executivo a adiar cinco vezes a validação desse artigo, e a infração só passou a valer em junho de 2012.

Porém, o novo Código Florestal lançado no mesmo ano substituiu a obrigatoriedade de averbação da RL na matrícula pelo registro no Cadastro Ambiental Rural (CAR), que ainda não foi implementado a nível federal nem estadual e carece de regulamentação. Como pode ser visto pelo histórico dos instrumentos legais que tratam sobre a RL, esse foi um ponto dado como

²⁴ Lei nº 9.605 de 1998

²⁵ Decreto nº 6.514 de 2008.

“ganho” por um grupo com interesses de reduzir as garantias legais de exigência da aplicação dos percentuais de RL.

2.3.3 - Lei da Mata Atlântica

Em 2006 foi estabelecida a primeira lei brasileira específica para um único bioma, que ficou conhecida como Lei da Mata Atlântica²⁶. O projeto de lei foi proposto em 1992, quatro anos depois de a Mata Atlântica ser reconhecida como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal e gerou 14 anos de debates entre ambientalistas e ruralistas.

A Lei da Mata Atlântica tem o papel de garantir a conservação da vegetação nativa remanescente porque determina critérios de utilização e proteção, além de impor critérios e restrições de uso, diferenciados para estes remanescentes, considerando a vegetação primária e os estágios secundário inicial, médio e avançado de regeneração.

Segundo Calmon et al. (2011), essa lei impõe restrições drásticas sobre qualquer remoção ou degradação de vegetação natural remanescente no bioma. Com a aprovação dessa lei, o bioma passa a ser único que tem o corte ou supressão de sua vegetação primária sendo autorizados somente em caráter excepcional, quando necessários à realização de obras, projetos ou atividades de utilidade pública, pesquisas científicas e práticas preservacionistas. Já para as vegetações em outros estágios de regeneração existem outros critérios, mas em modo geral a lei torna qualquer tentativa de corte ou supressão mais difícil e exige uma justificativa embasada. Isso porque o bioma sofre grande pressão e a lei busca incentivar ao máximo o uso de áreas já convertidas e a proteção de toda a vegetação remanescente. Dessa forma, a lei foi de grande valia para a proteção do Bioma ao reduzir consideravelmente o custo de oportunidade da conservação ao praticamente proibir a possibilidade de substituição da vegetação por cultivos agrícolas ou pastagens.

Esse papel é importante porque o Código Florestal é uma lei mais geral feita para ser aplicada em todos os biomas do país e é menos restritiva, portanto não é suficiente em regiões com altos custos de oportunidade médios como nas regiões sudeste e sul, onde a Mata Atlântica é predominante.

Conforme visto na descrição prévia dos contextos e desafios, a existência de instrumentos de regulação direta existentes em São Paulo e no Brasil não garante que seus

²⁶ Lei Federal nº 11.428 de 2006.

objetivos sejam alcançados, especialmente no caso da conservação em áreas privadas onde as decisões são tomadas primariamente com base em considerações de custo-benefício (OOSTERHUIS, 2011).

Assim, diante do fato de que existe um contexto histórico de não conformidade com a legislação que, por sua vez foi alterada muitas vezes, é necessário considerar o papel de outros instrumentos complementares, a fim de apoiar o cumprimento das metas de conservação em São Paulo. Esta complementação pode ser feita por meio de instrumentos econômicos, discutidos no Capítulo 1, item 1.2.2. Os principais instrumentos econômicos existentes em São Paulo estão discutidos nos próximos itens.

2.3.4 - Iniciativas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)

As iniciativas de PSA apresentam um grande potencial de preencher a lacuna de incentivos financeiros à promoção da conservação em áreas privadas para adequação ao Código florestal através do oferecimento de compensações e pagamentos para a contenção da degradação e para a promoção de atividades de conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas naturais.

Porém, sua implementação ainda está dissipada em inúmeras iniciativas dispersas que enfrentam dificuldades de ampliação da escala. Um estudo identificou e avaliou 78 iniciativas promissoras de PSA no contexto da Mata Atlântica (GUEDES e SEEHUSEN, 2011). O estudo mostrou que apesar do PSA estar se difundindo rapidamente na região os principais gargalos para o ganho de escala são: os altos custos tanto de investimentos em atividades de campo quanto de transação relacionados à elaboração e gestão de projetos de PSA; a capacidade técnica das entidades interessadas na elaboração e execução de projetos de PSA; e a falta de compreensão sobre os conceitos chave e metodologia de implementação de projetos de PSA.

Santos e Vivan (2012) avaliaram 101 projetos de PSA no Brasil relacionados com água e carbono, sendo 18 no estado de São Paulo. Eles concluíram que os casos analisados funcionam bem localmente, às vezes em nível comunitário, porém para que gerem impactos de conservação da biodiversidade e redução do desmatamento em escala nacional, será necessário haver maior coordenação de iniciativas, coerência entre instituições e, principalmente, vontade política. Nesse contexto, von Glehn (2012) alerta para o risco de uniformização de procedimentos e critérios, que não seria uma estratégia adequada. A autora sugere que uma política nacional não inviabilize os projetos em andamento, mas seja flexível, permitindo a coexistência de projetos

com características diferentes, que considerem as especificidades das áreas por eles abrangidas e dos serviços ecossistêmicos que se pretende incentivar.

Além dessas questões referentes às iniciativas, o ganho de escala poderia ser alavancado com a consolidação do PSA como política pública através da integração (não subordinação) das diversas iniciativas municipais e regionais de programas e projetos de PSA ao programa estadual. Segundo von Glehn (2011) a coordenação dos esforços das diversas instituições possibilitará maiores avanços no desenvolvimento de estratégias e metodologias e na redução dos custos de monitoramento e avaliação mas ainda permanece o desafio de como assegurar o alinhamento dos programas e projetos respeitando-se as especificidades locais.

2.3.5 - ICMS ecológico

O ICMS Ecológico foi um instrumento econômico criado pelo Brasil que surgiu no nível estadual com o objetivo de encorajar e compensar financeiramente municípios pelas perdas econômicas advindas das restrições ao uso do solo advindas da existência de áreas protegidas no âmbito do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (MAY et al., 2002).

Seu funcionamento se dá através de um critério de distribuição da cota-parte do ICMS a que os municípios têm direito, de acordo com o artigo 158 da Constituição Federal, materializado pela existência, em seus territórios, de mananciais de abastecimento para municípios vizinhos e unidades de conservação ou terras indígenas (LOUREIRO, 2002), dependendo da regulamentação estadual específica.

Hoje esse instrumento é visto como detentor de um papel que vai além da simples compensação e inclui o incentivo para criação de novas áreas protegidas (MAY et al., 2002) além de ter adquirido um novo papel de incentivador para a redução do desmatamento em áreas privadas. Esse último papel para o instrumento foi criado recentemente pelo estado do Pará, que inovou ao incluir em sua legislação estadual²⁷ de ICMS Ecológico critérios de desmatamento evitado e de planejamento territorial para definir a distribuição dos recursos.

Segundo Smeraldi (2013), o instrumento no formato criado pelo Pará inaugura uma nova geração de políticas públicas por três razões: 1) ele sinaliza para o país que a gestação de políticas baseadas originalmente no enfrentamento de uma emergência pode e deve se transformar na incubação de políticas de desenvolvimento; 2) em segundo lugar, por usar o

²⁷ Decreto Estadual (Pará) nº 771 de 2013, que regulamenta a Lei Estadual nº 7.638 de 2012.

instrumento tributário de forma criativa, valorizando a chamada função extrafiscal do imposto que serve para orientá-lo no sentido de transformar a sociedade e não apenas ter finalidade arrecadatória desprovida de estratégia; 3) e em terceiro lugar por inaugurar uma forma promissora de implementação do novo código florestal que alia o Cadastro Ambiental Rural (CAR) a instrumentos econômicos, visando a redução do desmatamento e planejamento ambiental

Resta avaliar qual será a efetividade desse novo desenho do instrumento e se ele incentivará os demais estados a qualificarem mais os critérios de acordo com suas estratégias de conservação locais. Apesar de São Paulo ter sido o segundo estado a criar sua lei de ICMS Ecológico, hoje ela é considerada desatualizada por não incluir várias categorias de áreas protegidas e excluir as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), ao contrário de outros estados (ROMEIRO et al., 2012).

Capítulo 3 - O mecanismo de compensação de reserva legal entre propriedades rurais

3.1 - Direitos negociáveis (TDR) e a compensação de reserva legal

Uma das opções para a adequação das propriedades rurais com déficit de reserva legal propostas pelo Código Florestal é a compensação em outra propriedade rural. O proprietário rural que desmatou a reserva legal de sua propriedade mais do que o permitido pode compensar seu déficit em outra propriedade que tenha mais vegetação natural do que o exigido por lei. Esse mecanismo tem o mesmo funcionamento que o que tem sido chamado pela literatura como os direitos de desenvolvimento negociáveis (TDR, na sigla em inglês: *tradable development rights*), que funcionam da mesma forma que os mecanismos *cap-and-trade*.

De acordo com EFTEC (2010) "programas de TDR separam o direito de desenvolver a terra com construções, por exemplo, de outros direitos, como o uso e locação. Como o direito de desenvolver a terra é vendido, aquela parcela de terra torna-se protegida de desenvolvimento, muitas vezes como uma servidão de conservação. A parcela de terreno para a qual os direitos são transferidos então passa-se a ter o direito de desenvolver, em alguns casos, a um grau maior do que normalmente seria permitido pelas leis."

Na prática a compensação de reserva legal é uma política do tipo *cap-and-trade*, porém ao invés de ser definido um limite de uso de um recurso ou emissão, é definido um limite de obrigação de conservação, ou seja, um limite mínimo que deve ser deixado sob forma de vegetação natural para fins de conservação ambiental e uso sustentável. Dessa forma, o que deve ser distribuído de forma justa não são os direitos de uso, e sim os deveres de conservação, quanto cada proprietário deve proteger em sua propriedade. A comercialização então, é feita sobre cotas de reservas ambientais (CRA), que são as cotas referentes à obrigação de conservação da reserva legal.

O potencial do mecanismo de compensação como um instrumento de mercado de contribuir em um mix de políticas para conservação da biodiversidade foi recentemente avaliado e recomendado por muitos estudos (SANTOS et al., 2011; BOVARNICK et al., 2010; EFTEC, 2010; BARTON et al. 2011). Sobre o uso da compensação de reserva legal no Brasil, alguns estudos são mais gerais em um contexto de escala nacional (MADSEN et al. 2010; BOVARNICK et al. 2010; EFTEC, 2010; SPAROVEK et al., 2011), outros focam na simulação do instrumento em nível local (CHOMITZ et al., 2005; CHOMITZ, 2004, BERNASCONI e

ROMEIRO, 2011) e outros com uma abordagem mais teórica (HERCOWITZ, 2009; BERNARDO, 2010; BARTON et al., 2011).

Gonçalves et al. (2009) destacam os impactos econômicos negativos do cumprimento da legislação ambiental e mas também os benefícios positivos da compensação e este trecho resume as características que fizeram o setor rural e os ambientalistas concordarem no potencial do instrumento:

Do ponto de vista técnico, a ocupação de uma propriedade rural deveria ser feita, de acordo com a classe de capacidade de uso de suas terras e a aptidão daí derivada, que pode variar desde a utilização com cultura anual até a preservação absoluta (...). Num exemplo hipotético, onde se comparam propriedades com condições de solos diametralmente opostas as vantagens seriam evidentes para todos os envolvidos: a propriedade essencialmente agrícola teria custos muito menores para ter a sua reserva florestal (não precisaria desativar 20% da sua atividade, nem plantar essa área com floresta a um custo estimado de R\$4 mil por ha). Essa reserva, no limite, poderia estar numa propriedade localizada numa região montanhosa. Esta por sua vez, além da sua própria reserva, ainda auferiria renda para manter a reserva da outra, criando empregos através de atividades novas como sequestro de carbono e turismo temático. Por último ganharia o Estado, logo sua população, que teria o seu percentual de florestas e outras formas de vegetação nativa observado, garantido e aumentado, além de aproveitar melhor as potencialidades das suas terras, gerando mais empregos, produção e renda, dentro de um marco de equilíbrio ambiental consistente com os desígnios modernos da competitividade econômica.

Em um cenário de total falta de exigência do cumprimento das leis florestais, Hercowitz (2009) aponta que um fator que poderia incentivar a busca pela adequação à reserva legal é a pressão de mercado de compradores de produtos como soja e algodão, principalmente de produtores rurais exportadores. Quando compradores internacionais exigem algum tipo de padrão ambiental mínimo, que normalmente é a adequação ao Código Florestal, os proprietários se tornam mais propensos a cumprir as exigências com a expectativa de obter preços melhores para seus produtos, mesmo sem a fiscalização pelo governo. Essa posição enfatiza o importante papel do mercado e reflete o que está acontecendo em alguma extensão com produtores de cana no estado de São Paulo.

Na literatura inexistem estudos com dados empíricos que façam análise *ex post* do mercado de compensação de reserva legal, ou seja, análises que estudam o impacto que o instrumento teve em uma região. Em uma análise *ex ante*, simulando o mercado em escala nacional apenas restrito pelo bioma e não pelas fronteiras estaduais, Sparovek et al., (2011) mostra que são necessários 235 milhões de hectares de Reserva Legal para cumprir o Código Florestal em todo o Brasil (versão antiga), considerando a hipótese otimista de todos os fazendeiros destinarem os remanescentes que ainda existem em suas propriedades para esta

finalidade e utilizarem os mecanismos de compensação local para arrematar o que lhes falta nas próprias terras, faltariam 42 milhões de hectares de vegetação natural para atender as exigências do Código Florestal. Ou seja, a compensação poderia solucionar mais de 80% do problema. O mesmo estudo, quando analisou apenas a área do bioma Mata Atlântica, encontrou que o déficit de reserva legal é hoje de 9 milhões de hectares e seria reduzido a zero caso fossem usadas as áreas de excedente de floresta para a compensação e não houvesse restrição para os mercados fora dos estados. Isso possibilitaria a proteção legal de 9 milhões de hectares de florestas remanescentes que hoje não possuem proteção e correm risco de desmatamento legal.

Bernasconi e Romeiro (2011) avaliaram o potencial do mercado de reserva legal com o levantamento de déficits e excedentes em um município de Mato Grosso, Marcelândia, e concluíram que o instrumento seria muito útil para auxiliar a adequação de propriedades e poderia resolver pelo menos um terço dos déficits considerando um mercado somente dentro do município. Isso porque na região a exigência de reserva legal é de 80% (área de floresta na Amazônia Legal) e existiam muitas propriedades utilizando 100% sua área para produção agropecuária, enquanto que outras possuíam 100% de sua área com cobertura florestal sendo exploradas por manejo florestal sustentável.

Em uma abordagem para o contexto local do Estado de São Paulo (GONÇALVES et al. 2009), foram encontradas diferentes realidades de demanda por adequação de reserva legal em bacias hidrográficas. Algumas bacias demandariam recuperação em grande parte de sua área como as bacias do: Peixe (25%), Aguapeí (23%), Baixo Tietê (23%), Pontal do Paranapanema (23%) e Médio Paranapanema (22%). Já outras exigiriam menor área de recuperação: Tietê/Sorocaba (3,0%), Alto Tietê (0,3%) e ainda há casos de algumas que tem excesso de vegetação natural: Ribeira de Iguape/Litoral Sul (4,8%), Litoral Norte (14,5%) e Baixada Santista (16,2%).

3.2 - Regras legais para funcionamento do mecanismo no Brasil

Um aspecto interessante do instrumento de compensação de reserva legal no Brasil é que ele não é uma política separada, e sim, surgiu incorporado ao Código Florestal durante seu processo de desenvolvimento. A primeira vez que ele apareceu foi em 2000²⁸, em uma da série de

²⁸ Medida Provisória nº 1.605-30 de 1998.

Medidas Provisórias sobre o tema editadas entre 1996 e 2001, a princípio apenas autorizada para as regiões Norte e na parte Norte da região Centro-Oeste. Ela dizia em seu Art. 44:

Na região Norte e na parte Norte da região Centro-Oeste, a exploração a corte raso só é permitida desde que permaneça com cobertura arbórea pelo menos cinquenta por cento da área de cada propriedade.(...) §4º Em se tratando de reserva legal a ser instituída em áreas já comprometidas por usos alternativos do solo, o proprietário poderá optar, mediante aprovação do órgão federal de meio ambiente, pela sua compensação por outras áreas, desde que pertençam aos mesmos ecossistemas, estejam localizadas dentro do mesmo Estado e sejam de importância ecológica igual ou superior a da área compensada.

Muitas outras versões vieram posteriormente mas a implementação da compensação foi muito pouco realizada. A nova versão do Código Florestal aprovada em 2012 trouxe o maior detalhamento sobre o instrumento, criando até um título normativo representativo de um hectare de área com vegetação nativa, existente ou em processo de recuperação (Cota de Reserva Ambiental - CRA)²⁹ para facilitar o mercado.

Como explicado no Cap. 2 item 2.3.1c, o proprietário rural pode escolher três opções para regularizar seu déficit de reserva legal, sendo a terceira delas a compensação de reserva legal. A lei também prevê³⁰ que as propriedades, desde que inscritas no CAR, com áreas de reserva legal conservada que ultrapassem o mínimo exigido em lei poderão utilizar a área excedente para fins de constituição de reserva ambiental ou Cota de Reserva Ambiental.

As possibilidades para compensação dadas pelo Art. 66, §5º, são:

A compensação deverá ser precedida pela inscrição da propriedade no CAR e poderá ser feita mediante:

- 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;
- 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.

Porém, a lei esclarece que os critérios para as áreas a serem usadas para compensação são: I- equivalência em extensão à área da Reserva Legal a ser compensada; II- estar localizadas no mesmo bioma; III- se fora do Estado, estar localizadas em áreas identificadas como prioritárias pela União ou pelos Estados.

Em relação às propriedades de até 4 módulos e aos assentamentos da reforma agrária, mesmo que não tenham mais a obrigação de recuperação de déficits de reserva legal, podem

²⁹ Art. 44, da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

³⁰ Art. 15, §2º da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

participar no mercado como ofertantes de CRA já que toda a área de vegetação nativa em sua área, mesmo em percentual menor que 20%, poderá gerar CRA³¹.

Um ponto que merece destaque é o fato de que a possibilidade de compensar a reserva legal em outra propriedade somente vale para propósitos de adequação de desmatamentos passados (ocorridos até 2008). Ou seja, não é um mecanismo de “*offset*” comum já que as medidas de compensação não poderão ser utilizadas como forma de viabilizar a conversão de novas áreas para uso alternativo do solo³².

3.3 - Desafios de desenho e implementação do instrumento econômico

Apesar da compensação de reserva legal existir como opção há cerca de 15 anos, o instrumento é muito pouco usado e existe uma taxa de implementação muito baixa em todo o país. Bernardo (2010) verificou que pelo menos 11 estados possuíam em sua legislação estadual a opção de realizar a compensação (Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro, Santa Catarina, São Paulo e Tocantins), apesar de que em alguns isso não é efetivamente possível, de fato. A autora investigou a implementação do instrumento em três estados (Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná) e encontrou uma adesão muito baixa. A taxa de registro de propriedade no sistema de cadastro rural estadual variou entre 1 e 4% do total das propriedades, e a taxa das propriedades que fizeram compensação de reserva legal representaram entre 7 e 9% das propriedades registradas.

Algumas das possíveis razões para a baixa taxa de implementação pode ser a falta de demanda para esse mercado devido à baixa pressão de fiscalização para cumprimento dos requisitos de reserva florestal. Além disso o antigo Código Florestal exigia que a compensação fosse feita dentro da microbacia hidrográfica e do mesmo bioma. Isso possivelmente trazia grandes limitações espaciais e portanto restrições para o mecanismo de mercado que deve ser impulsionado por diferenciais de custo de oportunidade entre comprador e vendedor. Como apontado por Sparovek et al., (2012), havia geralmente uma falta de excedente de terra com vegetação natural elegíveis para compensação nas bacias hidrográficas onde os déficits ocorrem.

³¹ Art.44 §4º da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

³² Art.15 §9º da Lei Federal nº 12.651 de 2012.

Muitas limitações e sugestões para uma melhor implementação da política foram encontrados na revisão da literatura conduzida por Bernardo (2010), e os mais importantes estão listados abaixo:

- Restrições impostas ao mercado limitam a utilização do instrumento;
- Um mercado de compensação com escopo muito amplo dificulta um controle social do seu cumprimento e pode trazer menos transparência ao processo;
- Devem ser definidos os critérios técnicos para o funcionamento do mercado, bem como mecanismos processuais, operacionais e tecnológico para as transações. Além disso, o desenvolvimento de um sistema de monitoramento de reservas legais para um melhor desempenho da gestão territorial e ambiental dos estados;
- Para uma gestão mais eficiente do instrumento o escopo do mercado deve ocorrer em áreas menores, no máximo nos estados, para melhorar a viabilidade de monitoramento para garantir que as áreas terão semelhanças nas estruturas e funções ecossistêmicas;
- Deve ser assegurado que exista uma comunicação generalizada sobre o funcionamento do instrumento, a fim de não beneficiar apenas os proprietários mais capitalizados e com mais acesso à informação;

Os itens seguintes trazem uma breve avaliação do instrumento utilizando quatro critérios: efetividade para conservação da biodiversidade, custo-efetividade, legitimidade e impactos distributivos e fatores institucionais. Os dois primeiros são critérios tradicionais usados em análises de políticas e os outros dois são contribuições sugeridas pelo Projeto POLICYMIX, segundo o qual são critérios essenciais para complementar a análise de performance de instrumentos em combinações de políticas (Ring e Schröter-Schlaack, 2011).

3.3.1 - Eficácia para conservação da biodiversidade

A compensação de reserva legal pode melhorar a eficácia da conservação da biodiversidade criando incentivos para que os esforços de restauração sejam concentrados e haja a promoção da conectividade entre os fragmentos. Isso porque poderá permitir que a reserva florestal seja alocada onde é mais relevante para melhor cumprir as funções ecossistêmicas que a ela pode desempenhar, como promoção da melhoria da quantidade e qualidade da disponibilidade hídrica, proteção do solo contra erosão e também habitat para espécies de fauna e flora.

O instrumento também permite que o planejamento seja feito ao nível de paisagem, através da consolidação de atividades agrícolas em áreas abertas e do aumento da quantidade de áreas de florestas sob a proteção da lei. Como aponta Sparovek et al. (2012), a redução das exigências de conservação estritamente dentro de cada propriedade, combinada com a proteção de uma área em outra propriedade com compensação, podem promover o desenvolvimento onde a agricultura poderá se aproveitar das atuais áreas agrícolas enquanto contribui para a proteção de áreas remanescentes de vegetação natural ainda não protegidas.

Porém, a demanda que permite a existência e estimula o mercado de compensação é criada pela exigência de área mínimas de reserva legal e de diferenças nos custos de oportunidade entre compradores e vendedores (BARTON et al., 2011). Assim, a eficácia da conservação ambiental da escala mínima sustentável através desse sistema depende da exigência do cumprimento desse limite de reserva legal (VATN et al., 2011). Portanto, o mecanismo de mercado por si só não traz garantia de proteção ambiental já que se não houver a combinação com políticas de comando e controle e fiscalização, não existirá a demanda pelo mercado.

Outro detalhe importante sobre a implementação para a garantia da eficácia é o escopo do mercado. A versão atual do Código Florestal permite que sejam usadas para compensação áreas que estejam fora do Estado, desde que estejam localizadas em áreas identificadas como prioritárias pela União ou pelos Estados, e no mesmo bioma. Dado que o Brasil é dividido em seis extensos biomas, isso significa que os produtores rurais poderão compensar seu déficit com áreas que estão localizadas a milhares de quilômetros de distância de suas propriedades rurais. Como resultado, grande parte da compensação irá se estabelecer em locais onde a pressão para desmatamento é baixa, e pouco tenderá a se estabelecer em regiões que apresentam expansão das áreas agrícolas ou em áreas consolidadas onde a compensação poderia contribuir mais efetivamente para a proteção da biodiversidade (SPAROVEK et al., 2012).

Porém, é conferida aos estados a escolha de permitir a compensação fora dos limites dos seus territórios e é uma decisão que deve ser tomada levando-se em conta os objetivos de conservação de cada estado em seu contexto e não por razões meramente políticas. Em São Paulo, o governo sinaliza³³ que irá restringir o mercado de compensação somente dentro do

³³ Helena Carrascosa, Coordenadora de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente de São Paulo – em comunicação pessoal, Dezembro de 2012.

estado para garantir uma área mínima de reserva legal que garanta a proteção ambiental e incentive o reflorestamento para aumento da cobertura de vegetação natural do estado.

Além da restrição em relação ao bioma e em relação ao nível estadual como discutido anteriormente, existe também a discussão de que é necessário se levar em conta critérios ecológicos adicionais para direcionar o mercado a escolher áreas mais prioritárias para conservação. Em São Paulo, a lei estadual que traz as regras para compensação recomenda que:

(...) **preferencialmente** devem ser escolhidas áreas de compensação que levem à formação de corredores interligando fragmentos remanescentes de vegetação nativa, áreas de preservação permanente, Unidades de Conservação e áreas consideradas prioritárias para a conservação da biodiversidade indicadas pelo Ministério do Meio Ambiente ou pelo Projeto Diretrizes para a Conservação e Restauração” (grifos nossos).

Porém esses critérios são apenas recomendações, e como o mecanismo é de mercado, caso esses critérios não sejam restrições, dificilmente o produtor rural escolherá “preferencialmente” essas áreas caso seu custo seja maior que o de outras.

Ao permitir o mercado entre área com diferentes custos de oportunidade, o mecanismo tenderá a incentivar a recuperação da cobertura florestal em áreas de baixa aptidão agrícola, por terem também menores custos de oportunidade. Em relação a isso, pode ser questionado se as áreas com baixa aptidão agrícola são ecologicamente equivalentes àquelas com alta aptidão agrícola.

Alguns estudos mostram que a aptidão agrícola é baixa em áreas ricas em biodiversidade. Gorenflo e Brandon (2005) realizaram uma avaliação mundial nos *hotspots* e concluíram que a maioria das terras valiosas para conservação tem baixa aptidão para culturas agrícolas. Os autores argumentaram que nas florestas das regiões mais ricas em biodiversidade do mundo a manutenção de habitat natural não é feita em detrimento da produção agrícola e salientou a importância do planejamento para permitir a coexistência da agricultura e da biodiversidade sem que haja competição entre elas.

Bonnet et al. (2006) ao estudarem o instrumento TDR para reservas legais extrapropriedade no Estado de Goiás, relatam que o mecanismo pode ser eficiente na unificação de grandes fragmentos, mesmo porque, conforme os autores, para se tornar economicamente viável, o sistema de oferta e demanda de áreas para reservas legais extrapropriedades requer áreas espacialmente maiores. No entanto, sob o ponto de vista dos recursos hídricos, no caso estudado, este instrumento não evita a redução de vegetação florestal nativa nas bacias sob intensa demanda de água.

Em um estudo no México, Brandon et al. (2005) verificaram que a potencial produção agrícola em muitas áreas propostas para conservação da biodiversidade é baixo. Como o estudo foi realizado em um país em desenvolvimento como o Brasil, eles afirmam que a conservação em longo prazo só terá sucesso quando as espécies forem protegidas em reservas interligadas que possam atender aos requisitos das espécies, minimizando os custos de oportunidade da conservação para os residentes rurais. Os autores sugerem que a escolha de áreas de reservas deve incorporar critérios ecológicos e dados sobre o setor rural, como a aptidão agrícola, e isso pode ajudar os planejadores a cumprir as metas de conservação com menores conflitos em relação à propriedades rurais, uso da terra, ou futuro desenvolvimento agrícola.

No entanto, Gorenflo e Brandon (2005) reconhecem a necessidade de análises mais detalhadas em locais com contextos específicos, onde existem áreas com uma biodiversidade muito rica e ao mesmo tempo grande produtividade, como o Cerrado brasileiro. Nesses casos, o sucesso de conservação vai exigir atenção especial no planejamento do uso do solo agrícola.

3.3.2 - Custo-efetividade do mecanismo

A relação custo-efetividade do instrumento é sua principal característica citada pela literatura. Alguns dos argumentos encontrados por Bernardo (2010) são:

- Incentiva a preservação de remanescentes florestais criando valor para eles e reduzindo os custos de oportunidade de sua manutenção;
- Permite remunerar proprietários rurais que mantiveram áreas de floresta nativa;
- Reduz os custos de oportunidade de adequação às exigências de reserva legal;
- Traz bons incentivos para a preservação de remanescentes florestais, aumentando o seu valor e reduzir o custo de sua manutenção.

De acordo com o princípio de alocação eficiente da economia ecológica, a melhor forma de dividir as áreas rurais entre áreas de produção agropecuária e áreas para conservação ambiental seria de acordo com a aptidão agrícola. Fasiaben et al. (2011) apontam que a possibilidade de que a Reserva Legal fosse compensada em locais onde o custo de oportunidade do uso da terra fosse menor, faria com que houvesse uma melhor eficiência alocativa.

Com o objetivo de avaliar os custos e benefícios econômicos de diferentes opções para adequação às exigências de reserva legal, Hercowitz (2009) conduziu uma análise detalhada com foco na região da bacia hidrográfica do Xingu, na região de fronteira amazônica. Ele

desenvolveu um modelo para que cada proprietário rural calcule quais das opções de adequação é a mais barata (recuperação ou compensação). O modelo exige onze variáveis: área da propriedade, atual área de reserva legal, área exigida de reserva legal, preço da terra com floresta, rentabilidade econômica da atividade rural, renda das atividades florestais, custos de arrendamento, custos de reflorestamento, tempo até a adequação e taxa de desconto. O resultado do modelo depende das variáveis de cada propriedade rural, mas a compensação é apontada como uma ótima alternativa em relação a sua custo-efetividade principalmente para propriedades rurais com alta produtividade e altos custos de oportunidade.

O potencial de redução de custos com o uso do instrumento de compensação enfrenta de certa forma um *trade-off* em relação à efetividade ecológica. Conforme colocado por Chomitz (2004), quanto maior o escopo do mercado de negociação das compensações de reserva legais, maior a chance de melhores resultados econômicos. Isso porque em um escopo maior, maiores as possibilidades de diferenças nos custos de oportunidade entre as propriedades e então, menores serão os custos de oportunidade totais do cenário. Por outro lado, área menores de abrangência da compensação provavelmente melhoram a viabilidade do monitoramento ambiental e aumentam a homogeneidade da vegetação.

Sparovek *et al.* (2011) apontam que caso exista um mercado consolidado de compensação de reserva legal a floresta valerá mais que a opção tradicional atual que se dá por desmatamento seguido de produção extensiva de gado, e baixa lucratividade por área. O valor da floresta também pode ser reforçado por outros instrumentos potenciais como Pagamentos por Serviços Ambientais e Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD), que podem ser complementares à compensação.

3.3.3 - Legitimidade e impactos distributivos

Em relação à legitimidade e aos impactos distributivos do mecanismo de compensação de reserva legal há muito pouca discussão na literatura, porém, duas questões podem ser destacadas.

A primeira é em relação ao impacto da exigência de reserva legal em diferentes tipologias de produtores rurais. Estudando esse assunto com produtores em uma microbacia Fasiaben *et al.* (2011) concluíram que é importante garantir que as políticas de conservação promovam uma distribuição mais equitativa dos custos da conservação entre os diferentes

agentes da sociedade. Seus resultados, destacaram o potencial de uso da reserva legal como alternativa econômica para os pequenos produtores de baixa tecnologia tendo em vista o processo de envelhecimento que este tipo de produtores vem enfrentando e a conseqüente busca de alternativas de baixo uso de mão de obra. Já para os citricultores, fica claro que a melhor opção seria a compensação fora da propriedade, e prioritariamente fora da microbacia, uma vez que aí predominam terras de elevada aptidão agrícola, com elevado custo de oportunidade.

Segundo Kaechele (2007), ao determinar linearmente que todas as propriedades devem ter a mesma quantidade de reserva legal o Código Florestal determina, simultaneamente, a escala e a distribuição, e assim penaliza alguns e favorece outros em função das condições de cada propriedade. A autora aponta que a proposta de flexibilização da alocação das reservas legais com a compensação fora da propriedade visa tornar a distribuição mais justa do percentual do recurso natural (terra) a ser usada para produção em cada propriedade.

A imposição da responsabilidade de preservar e abrir mão de parcela igual em cada propriedade fere o princípio da distribuição justa, na medida em que as propriedades apresentam condições físicas diferenciadas para produção agrícola, incluindo fertilidade de solo, relevo, condições climáticas e tamanho. Há que se considerar também as condições sociais dos produtores. Fasiaben et al. (2011) mostram que o Código Florestal tenta abordar essa questão através, por exemplo, de benefícios conferidos à pequena propriedade, como averbação gratuita e permissão de plantio de árvores exóticas em sistemas intercalares.

A isenção para recuperação da reserva legal conferida pelo novo Código Florestal para propriedades de até 4 módulos fiscais foi introduzida com o objetivo de reduzir o impacto econômico da adequação ambiental à produtores rurais mais carentes e menos capitalizados. Isso foi visto por muitos como uma conquista social, porém, como observado por Ellovitch e Valera (2013), o disposto no artigo 67 gerará uma verdadeira concorrência desleal em favor do degradador. Os autores alertam para o fato de que:

o produtor rural que cumpriu a lei, recuperou, demarcou e averbou sua Reserva Legal, teve uma diminuição de área produtiva, realizou gastos que oneraram seu produto e deverá manter os 20% de área de Reserva Legal conservados. Já o produtor degradador que deixou de cumprir a lei até 22 de julho de 2008, não recuperou áreas de vegetação nativa, evitou despesas e aumentou sua área produtiva, gozará do benefício de constituir Reserva Legal em percentual menor do que o definido como regra geral. É um evidente vilipêndio ao princípio da isonomia.

Portanto, esse novo benefício da lei visando uma maior justiça social pode ter causado uma situação muito injusta com os pequenos proprietários que sempre seguiram a lei.

Além disso, uma questão que permanecem em aberto é como garantir a equidade social junto com a escala sustentável já que existem metas diferentes para as pequenas propriedades rurais que podem comprometer a manutenção e restauração das áreas mínimas viáveis ecologicamente para os biomas. Outro problema é que, com a isenção conferida pela lei, alguns proprietários de áreas acima de 4 módulos estão dividindo suas propriedades a fim de também se livrarem da obrigação (AVIALLI, 2011; NEVES e PITELLA Jr., 2011).

O potencial de participação dos produtores de até 4 módulos no mercado de compensação de reserva legal é um tema que demanda estudos mais avançados que possam beneficiar esse grupo de produtores. Algumas das principais questões envolvem o tamanho da oferta de áreas potenciais desse grupo, a viabilidade econômica deles participarem desse mercado, quais as necessidades em termos de apoio técnico e operacional que esse grupo teria para participar do mercado e quais as adaptações institucionais necessárias para viabilizar sua participação.

Em relação ao acesso ao uso do instrumento, Oliveira (2007) analisou as propriedades rurais da microbacia hidrográfica do Córrego dos Pires e Marmelada no município de Natividade da Serra (SP) e chegou a conclusão da impossibilidade dos produtores rurais com baixo poder aquisitivo organizarem-se para, mesmo de forma associativa, atender a legislação por meio da compensação de RL. Segundo o autor, a compensação é uma possibilidade somente ao alcance de propriedades rurais com maior poder econômico e que a legislação é excludente nesse aspecto. Ele sugere que este cenário poderia ser alterado por meio da implementação de subsídios para que o pequeno produtor rural atenda as normas legais.

Para Martins e Chaves (2006), citado por Bernardo (2010), a existência de cobertura florestal está em geral associada ao baixo desempenho econômico das regiões. Assim, o mecanismo de compensação de RL possibilitaria a transferência de renda entre regiões, auxiliando, portanto, em alguma medida na redução das desigualdades regionais, além de auxiliar na aglomeração de fragmentos florestais.

O estudo de Gonçalves et al. (2009) aponta que, em regiões onde a atividade pecuária tem baixa produtividade, os impactos econômicos e sociais das obrigações de reserva legal podem até ser positivos, caso seguidos de políticas públicas que ajudem a melhorar a qualidade de vida de populações rurais de baixa renda. Isso porque essas regiões tem um custo de

oportunidade muito baixo e podem ser usadas para serem destino das compensações e isso pode trazer transferência de renda para essas populações.

A outra questão que pode ser levantada quanto à impactos distributivos é a distribuição justa entre as áreas de conservação ambiental e produção tendo em vista a aptidão agrícola das terras. Já discutimos o potencial desse instrumento em trazer uma eficiência econômica em relação à isso, porém, se pensarmos nos benefícios para a sociedade, aceitar e promover a manutenção da produção de alimentos em áreas com alta aptidão e produtividade enquanto deixamos a restauração ambiental para áreas de baixa aptidão é uma abordagem muito mais ética e justa também.

3.3.4 - Restrições e opções institucionais

Algumas das maiores preocupações sobre a implementação da compensação de reserva legal estão relacionadas às questões institucionais. Apesar das oportunidades potencialmente promissoras apresentadas pelo mecanismo de compensação, Fearnside (2000) observa que o Brasil enfrenta consideráveis problemas de implementação e fiscalização das leis que garantam sua eficácia e não levem a resultados perversos. Esses problemas podem incluir dificuldades na regulação e monitoramento de áreas compensadas, a falta de diretrizes claras quanto ao que determina uma "equivalência ecológica" na escolha de áreas adequadas para compensações, e a falta de uma autoridade em cada estado, para julgar o mérito de casos individuais (MADSEN et al., 2010).

O sucesso da compensação de reserva legal está vinculado a uma boa estrutura institucional dos órgãos responsáveis por sua implementação. Analisando aspectos de Secretarias Estaduais de Meio Ambiente e dados empíricos de três Estados brasileiros, Bernardo (2010) concluiu que aquelas que detinham maior eficiência em seus aspectos organizacionais (sistema de informações completo, sistema integrado de padronização e bons processos de comunicação internos e externos) foram as que atingiram maior número de cadastros de propriedades em seus sistemas de monitoramento e também as que tiveram maior número de compensações entre propriedades.

O papel do governo também é um ponto de atenção, pois a utilização de instrumentos econômicos baseados em mercado parece levantar expectativas de um papel reduzido do Estado em comparação a outros instrumentos chamados "tradicionais" ou "comando e controle", que são

caracterizados como regulatórios. O Estado é, no entanto, o ator central na concepção e implementação de políticas públicas que visam um objetivo pré-definido (como a definição do limite de reserva legal, por exemplo) e esse papel pode ser expresso através de práticas materialmente identificáveis, como o monitoramento, a manutenção de infraestruturas ou a alocação de subsídios, ou através de práticas mais imateriais, como campanhas institucionais de comunicação, discursos de conscientização, e a difusão de normas e estruturas cognitivas (BROUGHTON e PIRARD, 2011).

Conforme mostrado por EFTEC, (2010) é essencial que mecanismos de trocas (como compensação de reserva legal) sejam desenvolvidos lado a lado com a regulamentação adequada e a criação de capacidades administrativas adequadas já que o produto desses mecanismos vem inteiramente das regulações que o estabelecem. Ou seja, sem a exigência do cumprimento da reserva legal através de fiscalização entre outras medidas não existe mercado de compensação de reserva legal.

Ferreira et. al. (2007) discutiram questões pertinentes à simulação dos mercados de RL em Goiás e apresentaram alguns cenários com ações e estratégias voltadas a aspectos como a definição de mecanismos legais para a implementação dos mercados de cotas de reserva florestal e desenvolvimento de um sistema de gestão territorial e ambiental. No trabalho, os autores concluíram que é necessária a definição de critérios técnicos para o funcionamento de um mercado de cotas de reserva florestal e regras claras de permuta dos certificados florestais. Além disso, é necessário implantar um sistema de monitoramento ambiental de reservas legais e o desenvolvimento de um sistema para a gestão territorial e ambiental para o Estado, tendo por base a integração de três outros sistemas: Licenciamento Ambiental, Sistema de monitoramento da evolução da cobertura florestal e sistema de Gerenciamento de RL extra propriedade.

Segundo Broughton e Pirard (2011), o link entre certos instrumentos econômicos, como esquemas de TDR, e os organismos governamentais chega a ser tão forte, principalmente em relação a questões de monitoramento, definição de objetivos, escolha de instrumentos, etc. que esses autores afirmam que chega ao ponto de poder questionar se esses instrumentos econômicos não seriam uma nova forma de regulação.

De fato, após estudar vários instrumentos econômicos e mecanismos financeiros e suas limitações e oportunidades, Vatn et al. (2011) concluíram que em todos os sistemas as instituições governamentais tem um papel fundamental, não apenas definindo direitos de

propriedade ou cotas limites, mas também funcionando como comprador e garantindo que os serviços serão entregues. Além disso, instituições públicas podem ser necessárias para contornar problemas de *free-rider*, ou aproveitadores de mercado. Os autores observaram que não é possível apenas "deixar o problema" para os mercados, as autoridades públicas frequentemente tem que criar os mercados elas próprias e ainda prover suporte e estabelecer programas públicos para mantê-los.

Capítulo 4 - O potencial da compensação de reserva legal no Estado de São Paulo

Como apontado por Drechsler e Watzold (2009), mercados de créditos negociáveis certamente não são uma panaceia para conservação da biodiversidade, porém eles podem melhorar as políticas atuais sob certas circunstâncias ecológicas e socioeconômicas específicas. O objetivo desse estudo é verificar se o estado de São Paulo tem essas circunstâncias ecológicas e socioeconômicas que possam fazer a compensação de reserva legal um instrumento útil para complementar a combinação de políticas para conservação.

Conforme explicado na introdução, esse estudo de caso teve o objetivo de responder a três perguntas:

- Em que extensão os custos de oportunidade da adequação da reserva legal são reduzidos com a introdução da compensação de reserva legal, em comparação com a adequação sem o uso do instrumento?
- Quais os potenciais resultados ecológicos da alocação de reserva legal pelo mercado através da compensação?
- De que forma a adição de um critério ecológico, restringindo o mercado, afetaria a relação de custo-efetividade ecológica do instrumento?

4.1 - Metodologia

Para responder as perguntas elencadas, foi feito um estudo empírico com dados do estado de São Paulo e a metodologia foi dividida em quatro etapas:

- 1) Estimativa e mapeamento da situação de demanda e oferta para o mercado de compensação de reserva legal
- 2) Cálculo da distribuição espacial dos custos de oportunidade do uso do solo
- 3) Desenho e simulação de cenários de adequação à reserva legal em diferentes combinações de instrumentos e restrições de mercado
- 4) Análise e comparação do custo-efetividade ecológica dos cenários

O detalhamento da metodologia e dos dados utilizados em cada uma dessas etapas será feito nos próximos itens. Os softwares usados nesse estudo foram: *Marxan with Zones v.2.1*

para alocação das reservas legais e *ArcView v.9.2*, *Quantum GIS v1.7.3* e *GRASS v.6.4.2* para as demais análises envolvendo dados especializados.

4.1.1 - Estimativa e mapeamento da situação de demanda e oferta para o mercado de compensação de reserva legal

A base de dados utilizada foi a do censo agropecuário estadual da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo (SAA-SP) chamada Levantamento Censitário de Unidades de Produção - LUPA (SAO PAULO, 2008) disponibilizado pelo Instituto de Economia Agrícola (IEA). Essa base teve como referência o período agrícola de 2007/2008 e é a mais recente sistematizada. Sua unidade de levantamento é a Unidade de Produção Agropecuária (UPA), que é definida como: "conjunto de propriedades agrícolas contíguas e pertencente ao(s) mesmo(s) proprietário(s); localizadas inteiramente dentro de um mesmo município, inclusive dentro do perímetro urbano; com área total igual ou superior a 0,1ha; não destinada exclusivamente para lazer" (SAO PAULO, 2008).

O LUPA possui em seu banco de dados declarações dos produtores rurais acerca das áreas de vegetação natural e das áreas de brejo ou várzea presentes em suas UPA. Entretanto, o LUPA não especifica se a área de vegetação natural se refere a Área de Proteção Permanente ou a Reserva Legal, nem se as áreas de brejo ou várzea estariam ou não preservadas. Por esse motivo considerou-se como área vegetação natural o somatório das variáveis “Vegetação natural” e “Vegetação de brejo e várzea” declaradas pelos produtores ao LUPA.

O primeiro passo após a organização do banco de dados foi calcular a área de vegetação natural em cada UPA do Estado de São Paulo, em seguida calculando o déficit e excedente em relação aos 20% exigidos pela legislação para os biomas da Mata Atlântica e Cerrado. Como não estava disponível uma malha hidrográfica em escala estadual com o detalhamento necessário para se calcular a APP por UPA, no cálculo de déficit e excedente foi considerada a vegetação natural como a somatória de APP e reserva legal, conforme a regra vigente pelo Novo Código Florestal explicada no Cap. 2 item 2.3.1c.

Devido a requisitos de confidencialidade, as mais de 320 mil UPA foram agregadas utilizando uma grade de hexágonos gerados aleatoriamente no software *ArcView*, de 500 hectares cada, representando cada hexágono como uma unidade de análise, resultando em 50.600 unidades de análise (Figura 10).

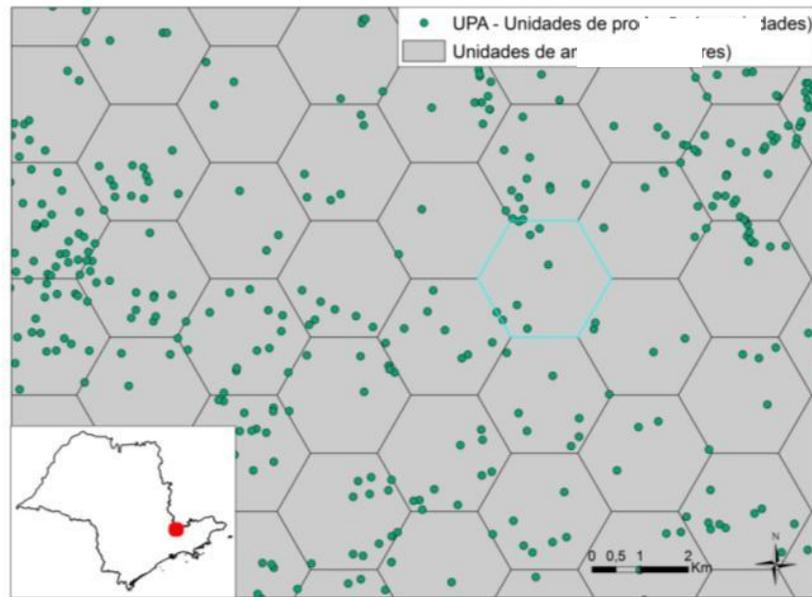


Figura 10 - Detalhe mostrando a agregação das UPA em unidades de análise (hexágonos de 500 ha cada)
 Fonte: Elaboração própria

Conforme abordado no Cap. 2 item 2.3.1c, os imóveis rurais com menos de 4 módulos fiscais entram no mercado de compensação somente como ofertantes de áreas excedentes. Devido às questões de confidencialidade e de conceituação na construção do banco de dados não foi possível separar esses imóveis do banco de dados para diferenciar a aplicação do percentual de reserva legal como exige a legislação. Dessa forma, para efeitos desse estudo, todas as UPA foram consideradas como tendo o dever de ter 20% de reserva legal, e o direito de ofertar no mercado apenas o excedente desse montante. Para facilitar a diferenciação entre área de vegetação natural não protegida e área de vegetação natural protegida como reserva legal e facilitar a escrita, esse trabalho considerará a segunda como apenas 'reserva legal'.

Portanto esse trabalho considerou que cada UPA deve manter 20% de área de vegetação natural como reserva legal, como *proxy* do exigido por lei, que é "cada imóvel rural deve manter 20% de reserva legal".

Para uma melhor representação da heterogeneidade do estado de São Paulo também em relação à distribuição da oferta e demanda de reserva legal, foram elaborados cálculos e mapas que mostram a distribuição regional desses déficits e excedentes, assim como a quantificação deles por Unidade de Gerenciamento Hídrico (UGHRI).

4.1.2 - Cálculo da distribuição espacial dos custos de oportunidade do uso do solo

Para calcular o custo de oportunidade da conservação das novas reservas legais foi usado o Valor da Terra Nua (VTN)³⁴ por hectare, um banco de dados que é coletado semestralmente (SAO PAULO, 2012) e traz três valores de terra nua (máximo, mínimo e médio) para cada categoria e para cada grupo de município (EDR – Escritórios de Desenvolvimento Rural). Para possibilitar a espacialização dessa base de dados foi feita uma análise considerando várias informações secundárias.

- EDR: No primeiro passo um mapa com os EDR foi obtido através do agrupamento dos municípios em cada EDR³⁵ (Figura 11).



Figura 11 - Mapa com o agrupamento dos municípios em Escritórios de Desenvolvimento Rurais (EDR)
Fonte: Elaboração própria com dados de IEA (SAO PAULO, 2012)

Categorias: no segundo passo foi buscado um mapa que ilustrasse as categorias de terra correspondentes às da base de dados de VTN. Como não havia nenhum mapa com a legenda exatamente igual a das categorias de terra nua do IEA foi buscado o mapa que mais se aproximava para possibilitar a espacialização os dados. O mapa escolhido foi o de Aptidão Agrícola, produzido pelo Ministério da Agricultura, Secretaria Nacional de Planejamento Agrícola na escala de 1:1.000.000 (BRASIL, 1979). Como se trata de uma informação referente a classes de aptidão do solo não há desatualização da informação. Esse mapa somente estava disponível em formato impresso (não digital). Procedeu-se, então, a digitalização dos grandes grupos de Aptidão Agrícola para o formato de *shapefile* para possibilitar o cruzamento com as

³⁴ O Valor da Terra Nua reflete o preço de mercado da terra, coletado por município e apresentado por grupos de municípios através de Escritórios de Desenvolvimento Rural (EDR), e por diferentes categorias. Descrição da metodologia disponível em: http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/Precor_Sistema_Sobre.aspx?cod_sis=8

³⁵ Tabela com a divisão de municípios por EDR disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/out/banco/distrib.php>

demais informações digitalizadas (Figura 12). A correspondência entre as categorias foi feita de forma a melhor combinar as descrições de ambas, conforme descrito na Tabela 3.

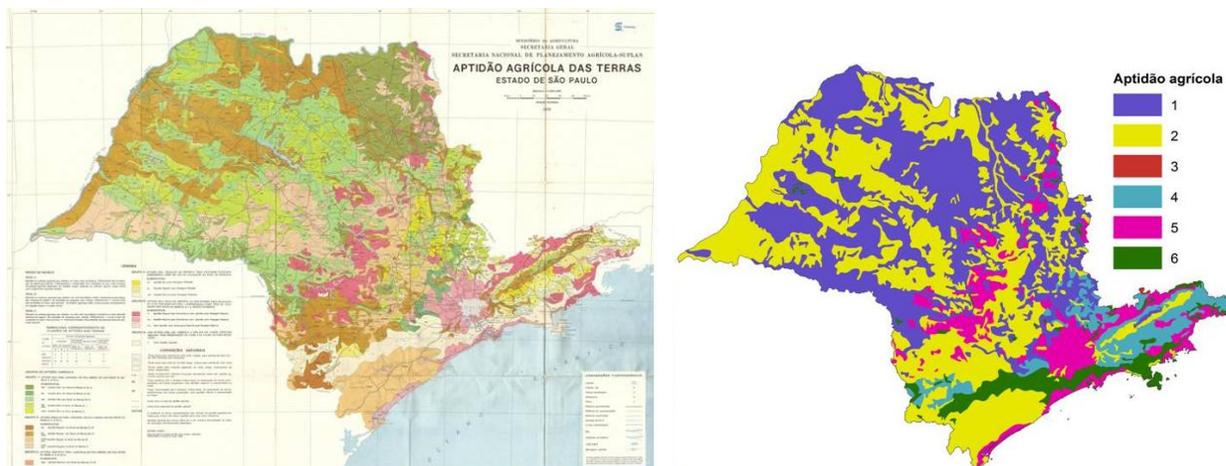


Figura 12 - Mapa de aptidão agrícola original (à esquerda) e mapa digitalizado (à direita)

Fonte: BRASIL (1979) e elaboração própria

Tabela 3 - Correspondência entre categorias do banco de dados de Valor da Terra Nua (VTN-IEA) com o mapa de Aptidão Agrícola das terras

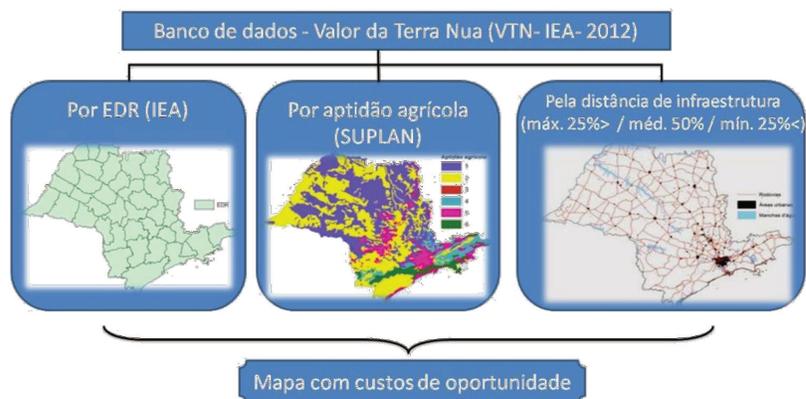
Categoria (Valor da Terra Nua -VTN-IEA)	Aptidão Agrícola das Terras
Terra de cultura de primeira: potencialmente apta para culturas anuais, perenes e outros usos, que suporta manejo intensivo de práticas culturais, preparo de solo, etc. É terra de produtividade média e alta, mecanizável, plana ou levemente declivosa e o solo é profundo e bem drenado.	Grupo I: Aptidão boa para lavoura em um dos níveis de manejo (A, B ou C).
Terra de cultura de segunda: apesar de potencialmente apta para culturas anuais e perenes e para outros usos, apresenta limitações bem mais sérias do que a terra de cultura de primeira. Pode apresentar problemas de mecanização, devido à declividade acentuada. Porém, o solo é profundo, bem drenado, de boa fertilidade, necessitando, às vezes, de algum corretivo.	Grupo II: Aptidão regular para lavoura em pelo menos um dos níveis de manejo (A, B ou C).
	Grupo III: Aptidão restrita para lavoura em pelo menos um dos níveis de manejo (A, B ou C).
Terra para pastagem: imprópria para culturas, mas potencialmente apta para pastagem e silvicultura. É terra de baixa fertilidade, plana ou acidentada, com exigências, quanto às práticas de conservação e manejo, de simples a moderadas, considerando o uso indicado.	Grupo IV: Aptidão boa, regular ou restrita para pastagem plantada. Considerada com um tipo de utilização de manejo B.
Terra para reflorestamento: imprópria para culturas perenes e pastagens, mas potencialmente apta para silvicultura e vida silvestre, cuja topografia pode variar de plana a bastante acidentada, podendo apresentar fertilidade muito baixa.	Grupo V: Aptidão boa, regular, restrita ou sem aptidão para silvicultura e/ou pastagem natural, consideradas como tipos de utilização dos níveis de manejo B e A, respectivamente.
Terra de Campo: terra com vegetação natural, primária ou não, com possibilidades restritas de uso para pastagem ou silvicultura, cujo melhor uso é para o abrigo da flora e da fauna.	Grupo VI: Sem aptidão para uso agrícola, a não ser em casos especiais. Indicado para preservação da fauna e da flora o upara recreação

Fonte: Elaboração própria, com dados de IEA e BRASIL (1979)

- Preços mínimos, médios e máximos: para aproveitar o detalhamento das três classes de preços de terra nua do banco de dados de VTN (mínimos, máximos e médios) foi assumido que essa variação de preços, além da região (EDR) e da categoria de terra, está correlacionada com a proximidade de infraestrutura, facilidade de acesso e com a declividade do terreno (ou seja, em uma mesma EDR e em uma mesma categoria de terra quanto mais próximo de estradas e quanto mais plano, maior será o preço da terra) . Para representar essa acessibilidade, a distância à estradas e rodovias e a declividade foram usadas como *proxy*. A espacialização dessa informação foi feita através da geração de um mapa de "custo de distância", que calcula quão distante cada ponto no mapa está das estradas, sendo que os rios foram tratados como barreiras e a fricção do terreno foi definida como o quadrado da declividade em graus. Esse mapa foi gerado através do módulo *r.cost* do *GRASS GIS 6.4.2*, que é especializado para esse tipo de cálculo. Com o mapa resultante, os preços de terra médios, máximos e mínimos foram distribuídos da seguinte forma:

- os preços mínimos foram atribuídos aos 25% da área mais distante da infraestrutura e com maior declividade;
- os preços máximos foram atribuídos aos 25% da área mais próxima à infraestrutura e com menor declividade;
- os valores médios de preços de terra nua foram atribuídos à área restante com distâncias e declividades intermediárias.

Após o mapeamento dos três critérios através de informações secundárias como explicado acima, as informações do banco de dados de VTN do ano de 2012 (mês de junho) foram espacializadas para constituir o mapa de custo de oportunidade médio por hectare do solo no Estado de São Paulo (Figura 13). O mapa resultante foi utilizado como critério econômico de custo de oportunidade no cálculos de custo-efetividade ecológica de cada cenário (descrito no item 4.1.4).



Além dessa análise, os dados de custos de oportunidade médios por hectare foram

Figura 13 - Esquema explicativo dos passos para composição do mapa de custo de oportunidade

Fonte: Elaboração própria

cruzados com as áreas de déficits para criar um gráfico mostrando a distribuição da demanda por reserva legal de acordo com os custos de oportunidade, dividido por bioma. Para fazer o gráfico inicialmente foram separadas as unidades de análise por biomas. Depois as unidades de análise foram ordenadas pelo custo de oportunidade por hectare, crescente. Em seguida, iniciando pela unidade de maior custo, foi criada uma coluna com a área acumulada de déficit representada por aquele custo como máximo. O gráfico resultante trouxe no eixo X as áreas acumuladas de déficit, e no eixo Y os custos de oportunidade médios por hectare. Dessa forma podemos analisar em uma certa quantidade de déficit, até qual valor de custos de oportunidade seria mais barato restaurar na própria área do que compensar em outra propriedade.

4.1.3 - Desenho e simulação de cenários de adequação à reserva legal em diferentes combinações de instrumentos e restrições de mercado

Após o cálculo de déficit e excedentes foram criados três cenários para simular a adequação aos percentuais exigidos de reserva legal (20%). Em cada cenário foram testados diferentes configurações de políticas e restrições de mercado para a alocação das novas reservas legais visando suprir o déficit por bioma.

Dois dos cenários simulam a alocação pelo mercado através de soluções de alocação quase ótimas e parte do cálculo, que será detalhado nos próximos itens, foi feito usando o software *Marxan with Zones* (WATTS et al. 2009; BALL et al., 2009). Marxan é o *software* mais usado no mundo para planejamento de conservação ambiental e também é usado como ferramenta de suporte à decisão em problemas complexos de conservação em paisagens terrestres e aquáticas (WATTS et al., 2009).

Inicialmente o Marxan foi criado para resolver problemas de seleção de áreas para conservação conhecido como "*the minimum set*", onde a meta era atingir uma representação mínima de uma variável de biodiversidade no menor custo possível. Para isso o Marxan ajuda a determinar a contribuição de áreas individuais para os objetivos de conservação escolhidos (Ardron et al. 2010). Em sua função de otimização o Marxan usa algoritmos heurísticos, que resultam em múltiplas soluções alternativas quase ótimas, ao invés de utilizar algoritmos exatos (que só resultam em uma solução ótima). Isso porque a maioria dos problemas de planejamento

de conservação são complexos e ao oferecer uma série de soluções alternativas torna sua utilização para tomada de decisão mais coerente com os desafios sociais e políticos. Uma limitação encontrada com alguns algoritmos heurísticos é que eles não exploram muito bem o espaço de soluções e podem ficar 'presos' em soluções que não estão perto do ideal. A técnica de 'recozimento simulado' (*simulated annealing*, em inglês) usado pelo Marxan oferece uma maneira de contornar isso, pois possui duas fases (exploração e refinamento) que superam este problema, tornando-se um algoritmo mais útil para fins de planejamento de conservação (Watts, 2013).

Após analisar a revisão feita no âmbito do projeto POLICYMIX que avaliou diferentes *softwares* de otimização disponíveis para conservação ambiental (BLUMENTRATH, 2011) o Marxan foi escolhido para esse trabalho porque ele:

- É capaz de encontrar soluções de alocação de reserva legal a custos mínimos, que representa o comportamento esperado do mercado, e;
- Tem a capacidade única de prover múltiplas soluções quase ótimas para atender as metas de conservação (LESLIE et al., 2003). Isso porque o algoritmo utilizado pelo software não produz uma única solução ótima mas sim muitas formas diferentes que o mercado pode alocar a quantidade exigida de reserva legal baseadas nos custos. Foi assumido que essa característica pode resultar em soluções mais realistas do que uma simulação que produza apenas uma única solução ótima. Além disso, os resultados com múltiplas soluções do Marxan fornecem informações adicionais sobre a existência ou não de muitas alternativas com custos semelhantes (flexibilidade) e, portanto, o quão provável o mercado irá se comportar de forma similar à solução encontrada no modelo, tanto em termos de custos e quanto em termos de conservação.

Apesar da otimização entre várias metas para diferentes critérios ser uma das funções essenciais do Marxan, nos cenários foi selecionada uma meta fixa para quantidade de reserva legal em cada bioma. Neste caso, o Marxan realizou a alocação espacial dessa meta de acordo com as restrições por diferentes critérios espaciais (restrições do mercado diferentes em cada cenário) com a condição de minimizar os custos totais de cada cenário.

4.1.3a - Cenário 1 - Comando e controle:

Este cenário simula a adequação às exigências de reserva legal baseado apenas no instrumento de comando e controle, ou seja, sem nenhuma possibilidade de compensação ou uso de outro instrumento econômico. Isso significa que toda a área de déficit de reserva legal nesse cenário deverá ser reflorestada na própria UPA.

Alocação das novas reservas legais: Para isso, toda a área de déficits nas unidades de análise (hexágonos) foi considerada restaurada e definida como “novas reservas legais”. As áreas de excedente de reserva legal nas UPA não foram consideradas porque a simulação foi feita sem a possibilidade do mercado nesse cenário. Pelo mesmo motivo, neste cenário não foi utilizado a alocação pelo Marxan.

Composição dos custos: O cálculo do custo de oportunidade desse cenário foi feito multiplicando as áreas de déficit em cada unidade de análise (hexágonos) pelo custo de oportunidade médio por hectare da região em que as áreas se localizavam.

4.1.3b - Cenário 2 - Policymix atual

Esse cenário simula a adequação à reserva legal incluindo a opção de compensação entre as UPA. Ele reflete a atual situação de combinação de políticas no Brasil, com a exigência de 20% de reserva legal pelo instrumento regulatório do Código Florestal e o instrumento de compensação permitindo o mercado de reserva legal, apenas restrito pelo bioma.

Nesse caso a demanda do mercado é formada pelos déficits de reserva legal em cada bioma e a oferta é composta pelo excedente de área de vegetação natural acima dos 20%. Como as áreas de excedente em São Paulo não são suficientes para compensar todo o déficit do estado, o déficit líquido deve ser compensado por áreas em restauração, que podem ser alocadas na mesma UPA que possui o déficit ou em outra UPA.

Alocação das novas reservas legais: foi feita em duas etapas, num primeiro passo toda a área de excedente de reserva legal nas unidades de análise (hexágonos) em cada um dos dois biomas foi considerada como usada para compensação dos déficits. Essas áreas compõem a primeira parte das novas reservas legais desse cenário. A área de déficit líquido (ou seja, o déficit total menos a área compensada pelos excedentes) deve ser recuperada dentro ou fora da UPA, portanto tiveram sua alocação pelo mercado simulada através do Marxan. Para isso, os valores de déficit líquido em cada bioma foram usados como meta para as novas reservas legais e a área disponível para alocação foi definida como a área total de cada bioma excluindo as áreas urbanas, corpos d'água, remanescentes florestais existentes e áreas protegidas existentes. O mapa com a área disponível para a seleção pelo Marxan tinha dois atributos: o custo de oportunidade (por hectare) e o tipo de bioma (Mata Atlântica ou Cerrado). O Marxan então alocou as novas reservas legais buscando minimizar o custo total de atingir as metas em cada bioma, simulando o

comportamento do mercado. O resultado trouxe 100 possíveis soluções de alocação das novas reservas legais com os menores custos de oportunidade.

Composição dos custos: o custo de oportunidade total desse cenário foi composto do custo de oportunidade de proteção do excedente de reserva legal usado para compensação mais o custo de oportunidade das áreas a serem restauradas selecionadas pelo Marxan para as novas reservas legais.

4.1.3c - Cenário 3 - Policymix proposto:

A ideia desse cenário é propor um novo instrumento visando restringir o mercado para garantir que as novas reservas legais a serem restauradas sejam alocadas nas áreas prioritárias para conservação/restauração (BIOTA), para melhorar a efetividade ecológica da compensação. Para isso, foi simulada a inclusão de uma restrição que exige que as áreas a serem restauradas para compensação sejam alocadas apenas em áreas mais prioritárias para conservação/restauração, categorias 5 a 8 definidas pelo BIOTA.

Alocação das novas reservas legais: nesse cenário foram repetidos as duas etapas do cenário anterior: em primeiro lugar a alocação de parte do déficit nas áreas excedentes e em segundo lugar a alocação pelo Marxan do déficit líquido nas áreas a serem restauradas de menor custo de oportunidade. A única diferença nesse cenário foi a inclusão de uma nova restrição nas áreas disponíveis para alocação pelo Marxan. Somente as com categoria de prioridade entre 5 e 8 (mais prioritárias) foram disponibilizadas para alocação, as áreas de categorias 0 a 4 foram excluídas das áreas disponíveis para alocação. As metas de novas reservas legais permaneceram as mesmas do cenário anterior, e o critério de otimização de custos também. Da mesma forma, o resultado trouxe 100 possíveis soluções de alocação das novas reservas legais com os menores custos de oportunidade com a nova restrição colocada.

Composição dos custos: o custo total do cenário foi calculado da mesma forma que o anterior (custo de oportunidade das áreas de proteção do excedente de reserva legal mais o custo de oportunidade das áreas a serem restauradas definidas pelo Marxan para as novas reservas legais).

A diferença entre os cenários 2 (policymix atual) e 3 (policymix proposto) é a inclusão da restrição de alocação somente nas áreas prioritárias e a consequente localização das novas áreas de reservas legais no cenário proposto. O termo utilizado foi “novas reservas legais”

mesmo para as áreas de vegetação natural remanescentes que estão como excedente florestal nos cenários 2 e 3 porque apesar de já existirem e cumprirem sua função ecológica elas não estão legalmente protegidas com reserva legal e como são áreas de excedente podem estar sujeitas a desmatamento legal.

Nos cenários onde a compensação é permitida (2 e 3), os proprietários com déficits têm duas opções, de acordo com o Código Florestal: compensar a reserva legal em outras propriedades com florestas excedentes ou compensar em propriedades que estão fazendo reflorestamento acima dos 20% exigidos de reserva legal. A segunda opção é especialmente importante em estados como São Paulo, onde a área do excedente é menor do que a área de déficits e a restauração é necessária para permitir o cumprimento da meta total. No que se refere à importância ecológica, uma área remanescente é, na maioria das vezes, mais rica em biodiversidade e no provimento de funções ecológicas do que uma nova floresta plantada. Além disso, pesquisadores defendem que mesmo exigências rigorosas sobre metodologia de plantio são claramente insuficientes para verificar se um projeto de reflorestamento seria bem sucedido, ou seja, autoperpetuar, no médio ou longo prazo (ARONSON et al., 2011).

A fim de melhorar a estimativa e minimizar o erro na avaliação de custo do reflorestamento e para beneficiar a opção de proteção dos remanescentes de áreas excedentes que não são protegidos por lei, foi usada nas simulações a premissa de que a opção de alocar os déficits em uma área de excedente de reserva legal será sempre preferível à opção de alocar em uma área de restauração. Assim, os modelos de simulação primeiro alocaram os déficits nas áreas excedentes disponíveis e, em seguida, alocaram o restante dos débitos em áreas a serem restauradas.

4.1.4 - Cálculo de custo-efetividade ecológica

A análise de custo-efetividade é muito utilizada na avaliação de impacto de programas e políticas públicas. Seu objetivo é comparar os custos para atingir um dado resultado e seu cálculo se dá dividindo os custos pelas "unidades de efetividade". Diferente das análises custo-benefício, que dividem custos pelo valor econômico dos resultados (portanto R\$/R\$), esse método compara custos com efetividade (R\$ / unidade de efetividade), portanto não requer o uso de técnicas de valoração para estimar valores econômicos dos benefícios esperados. Esse método é muito utilizado em avaliações de procedimentos de saúde, por ser difícil a valoração econômica de benefícios na saúde (CELLINI e KEE, 2010).

Por esse motivo essa ferramenta foi utilizada nesse estudo, para avaliar o custo de cada hectare de novas reservas legais alocadas em área prioritárias, sem a necessidade de valoração.

Para a avaliação do custo-efetividade ecológica de cada cenário foram utilizados dois critérios: custo total do cenário de adequação e efetividade ecológica de cada cenário.

Para o cálculo do primeiro critério, custo de oportunidade do cenário, foi usada a fórmula abaixo:

$$\text{Custo de oportunidade do cenário} = \text{custo de oportunidade das áreas excedentes} + \text{custo de oportunidade das áreas restauradas}$$

onde:

Custo de oportunidade das áreas excedentes = a área de reservas legais excedentes foi multiplicada pelos Valores de Terra Nua (VTN) correspondentes à categoria do IEA descrita como: “Terra de campo: terra com vegetação natural, primária ou não, com possibilidades restritas de uso para pastagem ou silvicultura, cujo melhor uso é para o abrigo da flora e da fauna.”, que tem valores variando de acordo com a região do Estado. Essas são as áreas excedentes que serão compradas para compensar os déficits de outras UPA. Seu custo de oportunidade é muito menor do que o do outro componente porque apesar de serem florestas excedentes elas estão protegidas pela Lei da Mata Atlântica, e sua supressão total é muito difícil de ser autorizada pela sua importância.

Custo de oportunidade das áreas a serem restauradas = Esse custo corresponde ao custo de oportunidade das áreas que serão restauradas para compensação dentro ou fora da UPA com déficit. Ele foi calculado usando as áreas de novas reservas legais selecionadas pelo Marxan multiplicadas pelo custo de oportunidade por hectare do mapa de Custo de Oportunidade, descritos no item 4.2.2. Como explicado anteriormente, esse valor equivale apenas ao custo de oportunidade de uso daquela área, e não inclui os custos de recuperação da área.

Para o Cenário 1, todo o déficit de reserva legal será recuperado na própria UPA portanto as áreas excedentes em outras UPA não serão consideradas e seu custo de oportunidade não será somado ao custo do cenário.

Como critério de efetividade ecológica para representar as melhores áreas para alocação das novas reservas legais sob o ponto de vista ecológico, foi escolhido o mapa de Áreas prioritárias para restauração da biodiversidade em SP (BIOTA), já citado no Capítulo 2 (Figura 8). Esse mapa foi escolhido como critério porque além de compilar 20 anos de experiência e

coleta de dados, ele guia no momento as prioridades de conservação para formuladores de políticas e para profissionais da área. Até 2010 foram publicados 4 decretos e 11 resoluções estaduais em São Paulo que incluíam as recomendações explícitas feitas pelos mapas do Biota-FAPESP (JOLY et al., 2010).

Quanto maior a categoria de prioridade, maior a importância ecológica e essa escala foi usada para medir a efetividade ecológica das áreas selecionadas como novas reservas legais. A fim de destacar as áreas de maior prioridade definidas pelo BIOTA, foi considerado como critério para verificar a efetividade ecológica de cada cenário o número de hectares de novas reservas legais alocados nas categorias 5 a 8 (maiores prioridades).

$$\text{Efetividade ecológica do cenário} = \frac{\text{Área total (em hectares) de novas reservas legais alocadas em áreas prioritárias para conservação/restauração da biodiversidade (categorias 5 a 8)}}{\text{Área total (em hectares) de novas reservas legais alocadas em áreas prioritárias para conservação/restauração da biodiversidade (categorias 5 a 8)}}$$

Por fim, a fórmula usada para calcular o custo-efetividade ecológica foi:

$$\text{Custo-efetividade ecológica do cenário} = \frac{\text{Custo de oportunidade do cenário}}{\text{Efetividade ecológica do cenário}}$$

O esquema da Figura 14 ilustra os passos e critérios de cada cenário.

Déficit	Floresta - 1.496 mil ha		Cerrado - 801 mil ha				
Políticas / Regras	Comando e controle – toda UPA com 20%		Policymix atual Comando e controle + mercado		Policymix proposto: Comando e controle + mercado restrito:		
Implicação	Cada UPA deve restaurar seu déficit		Déficit pode ser compensado em outra UPA (com excedente ou em restauração), no mesmo bioma		Déficit pode ser compensado em outra UPA (com excedente ou em restauração), no mesmo bioma e em áreas de maior prioridade		
Forma de adequação das novas reservas legais	100% refestaurado 1.496 801		Compensação nas áreas excedentes 762 166		Compensação em áreas que devem ser restauradas 734 635	Compensação nas áreas excedentes 762 166	Compensação em áreas que devem ser restauradas 734 635
Alocação das novas reservas legais			 MARXAN – Áreas no mesmo bioma com os menores custos de oportunidade		 MARXAN – Áreas prioritárias no mesmo bioma com os menores custos de oportunidade		
Cálculo do custo de oportunidade			VTN – Categoria “Terra de campo” 		VTN – Categoria “Terra de campo” 		
Cálculo da efetividade ecológica	 Categorias 5 - 8		 Categorias 5 - 8		 Categorias 5 - 8		

Figura 14 - Esquema demonstrativo dos passos adotados na metodologia em cada cenário
Fonte: Elaboração própria

4.2 - Resultados

4.2.1 - Análise da oferta e demanda por reserva legal no Estado

Os resultados mostram que, considerando a área total de UPA no estado de São Paulo, cerca de 13% está coberto por vegetação natural. Isso significa que se a área rural do estado fosse uma propriedade única teria um déficit de 6,7% de reserva legal, cerca de 1,3 milhões de hectares.

A área de déficits de reserva legal das UPA soma cerca de 2,3 milhões de hectares (Tabela 4). Desses, 1,5 milhões de hectares de déficit são de UPA localizadas na área de Mata Atlântica e 800 mil de UPA localizadas no bioma Cerrado. Por outro lado, as UPA do estado

apresentam total de 930 mil hectares de reserva legal excedente, distribuídos da seguinte forma: 762 mil hectares em áreas de Mata Atlântica e 166 mil hectares em áreas de Cerrado. Isso significa que mesmo que toda área de reserva legal excedente seja usada para compensar os déficits ainda restariam cerca de 1,3 milhões de hectares de déficit, sendo 734 mil hectares em UPA na Mata Atlântica e 635 mil hectares em UPA no Cerrado.

Tabela 4 - Quantidade de déficits e de excedentes de reserva legal em UPA no estado de SP

Biomassas	Reserva Legal (mil hectares)		
	Déficits	Excedentes	Déficit líquido
Mata Atlântica	1.496	762	734
Cerrado	801	166	635
Total - SP	2.297	928	1.369

Fonte: elaboração própria com resultados desse estudo

Essa área de déficit líquido deverá ser restaurada na própria área da UPA com déficit ou em outra UPA, através de compensação. Os dados mostram que as UPA em área de Mata Atlântica possuem um déficit maior, porém, tem um excedente relativamente maior, o que deixa o bioma com uma relação de 1:2 (um hectare de excedente para dois hectares de déficits) enquanto que as áreas de Cerrado têm um déficit total menor, mas uma área de excedente muito menor, com uma relação de 1:5 (um hectare de excedente para 5 hectares de déficit).

Como explicado na metodologia a análise considerou que todas as UPA deveriam manter a reserva legal na mesma meta de 20% devido a restrições nos dados usados apesar da legislação isentar as propriedades de até 4 módulos de recuperação de déficits. O módulo fiscal em São Paulo varia entre 5 e 40 hectares, e tem média de 20 hectares (LANDAU et al. 2012). Portanto uma propriedade de até 80 hectares em média está isenta de recuperação de reserva legal, e está isenta de déficit. Estima-se que no estado de São Paulo cerca de 20% da área total seja de UPA de até 50 hectares (SAO PAULO, 2008).

A distribuição da vegetação é muito desigual entre as diferentes regiões do estado. Algumas áreas estão totalmente cobertas por vegetação natural, enquanto outras possuem 100% destinadas à produção agropecuária. Essas áreas de déficits e excedentes estão distribuídas de forma muito desigual pelo território do estado. Os mapas nas Figuras 15 e Figura 16 apresentam a distribuição das áreas de excedente e déficits pelo estado, por unidade de análise e os números no mapa representam as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI), e por biomassas.

As UGRHIs constituem unidades territoriais “com dimensões e características que permitam e justifiquem o gerenciamento descentralizado dos recursos hídricos”³⁶ e, em geral, são formadas por partes de bacias hidrográficas ou por um conjunto delas. Para se obter uma melhor estimativa da distribuição espacial dos déficits e excedentes de reserva legal foram calculados os valores por UGRHI (Figura 17 e Tabela 5).

Tabela 5 – Distribuição de excedentes e déficits por UGRHI

No	UGRHI	Excedente (ha)	Déficit (ha)
1	Mantiqueira	3.881	2.497
2	Paraíba do Sul	97.497	90.503
3	Litoral Norte	14.645	880
4	Pardo	23.547	78.529
5	Piracicaba/Capivari/Jundiaí	26.550	131.073
6	Alto Tietê	11.753	4.364
7	Baixada Santista	21.289	220
8	Sapucaí Grande	18.622	91.786
9	Mogi-Guaçu	35.215	148.561
10	Tietê/Sorocaba	32.561	92.378
11	Ribeira de Iguape/Litoral Sul	370.344	16.062
12	Baixo Pardo Grande	7.434	87.740
13	Tietê/Jacaré	25.272	131.463
14	Alto Paranapanema	101.238	170.167
15	Turvo/Grande	10.528	186.337
16	Tietê/Batalha	14.963	149.015
17	Médio Paranapanema	26.523	185.190
18	São José dos Dourados	7.010	81.137
19	Baixo Tietê	12.942	186.743
20	Aguapeí	12.476	170.600
21	Peixe	13.243	134.825
22	Pontal do Paranapanema	40.866	156.980
Total		928.409	2.297.059

Fonte: elaboração própria com resultados desse estudo

³⁶ Art.20 da Lei Estadual 7.663 de 30/12/1991.

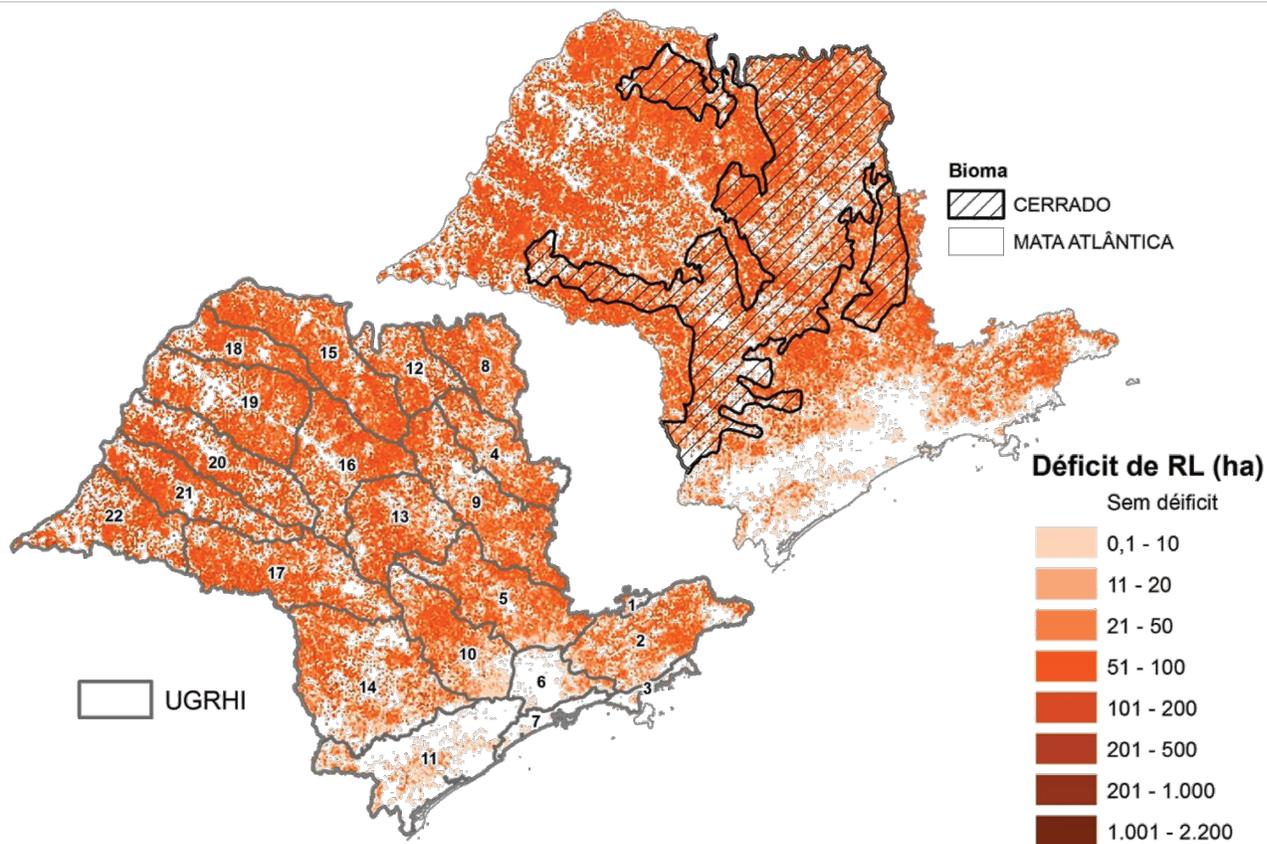


Figura 15 - Distribuição de déficits de reserva legal no estado de São Paulo, por unidade de análise
 Fonte: elaboração própria com resultados da pesquisa

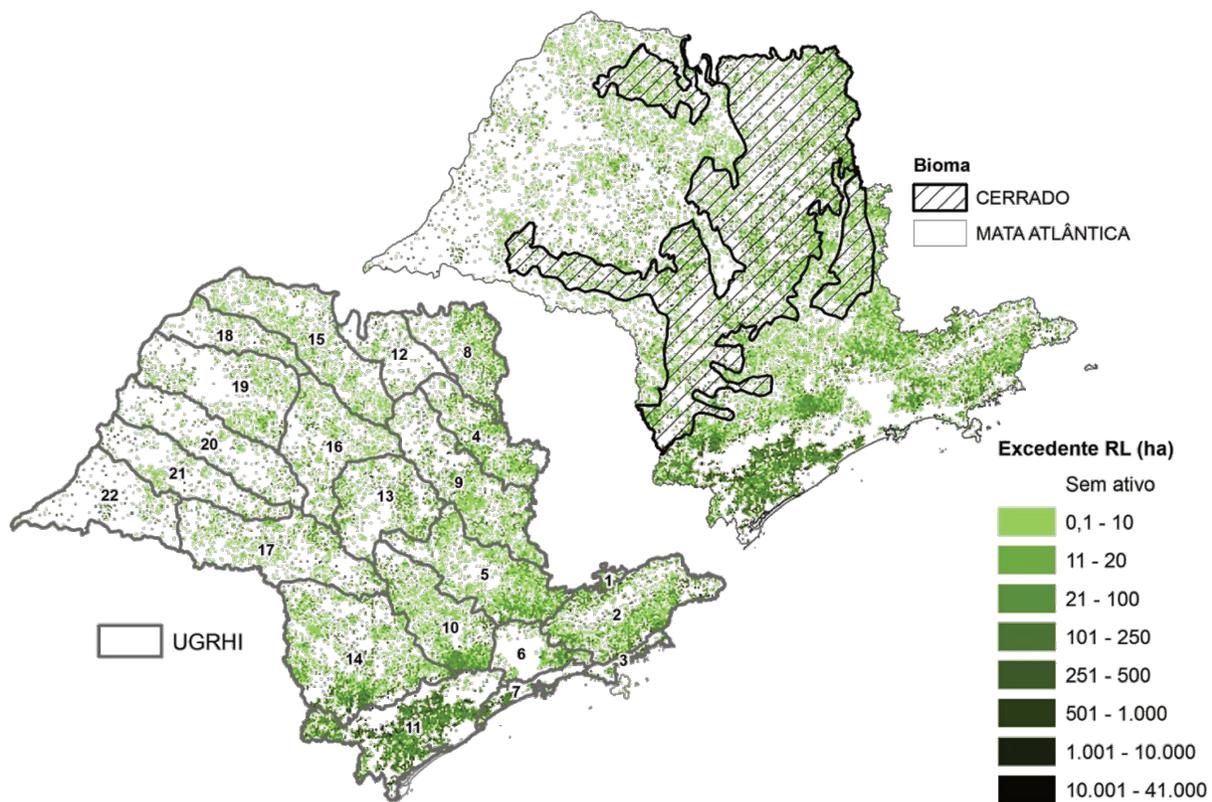


Figura 16 - Distribuição de excedente de reserva legal no estado de São Paulo, por unidade de análise
 Fonte: elaboração própria com resultados da pesquisa

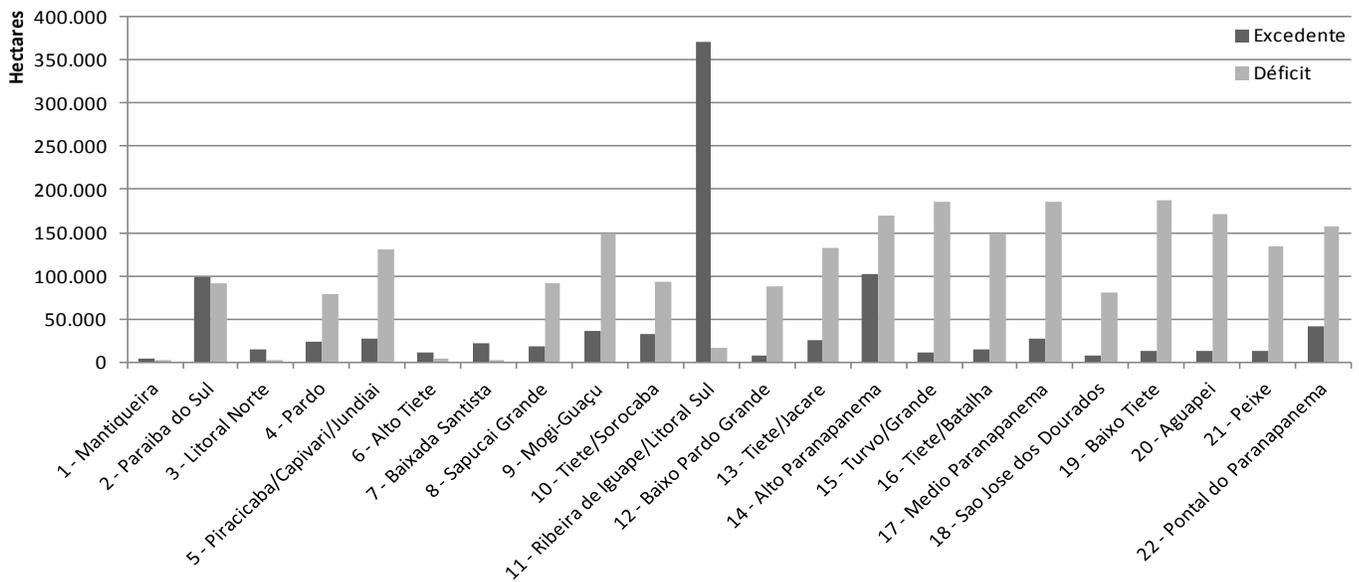


Figura 17 - Gráfico com distribuição de excedentes e déficits por UGRHI

Fonte: elaboração própria com resultados desse estudo

Os resultados mostram que a maior parte das UGRHI tem uma quantidade de déficit maior que a de excedente, acompanhando a média estadual. Porém, quatro delas tem mais excedente que déficit: Mantiqueira, Paraíba do Sul, Litoral Norte e Ribeira de Iguape/Litoral Sul, sendo que essa última sozinha concentra 40% de toda a área de excedente no Estado.

4.2.2 - Custo de oportunidade

O mapa de custos de oportunidade de uso da terra resultante apresenta custos variando entre R\$1,2 mil a R\$50 mil por hectare. O mapa abaixo (Figura 18) ilustra a distribuição dos custos de oportunidade por hectare médios no estado de São Paulo.

Os valores de custo resultantes dessa distribuição espacial são baseados em uma *proxy* de custos de oportunidade de potenciais retornos agrícolas e não estão previstos os valores potenciais advindos de uso econômico da reserva legal que podem ser obtidos nas propriedades.

O cruzamento dos custos de oportunidade com as áreas de déficit (demanda por reserva legal) mostrou uma distribuição bem heterogênea (Figura 19). No caso da Mata Atlântica, cerca de um milhão de hectares de déficit de reserva legal têm custos de oportunidade por hectare em valor igual ou maior que R\$10 mil. Já no Cerrado, com custo de oportunidade igual ou maior a esse mesmo valor existem cerca de 700 mil hectares de áreas de déficit.

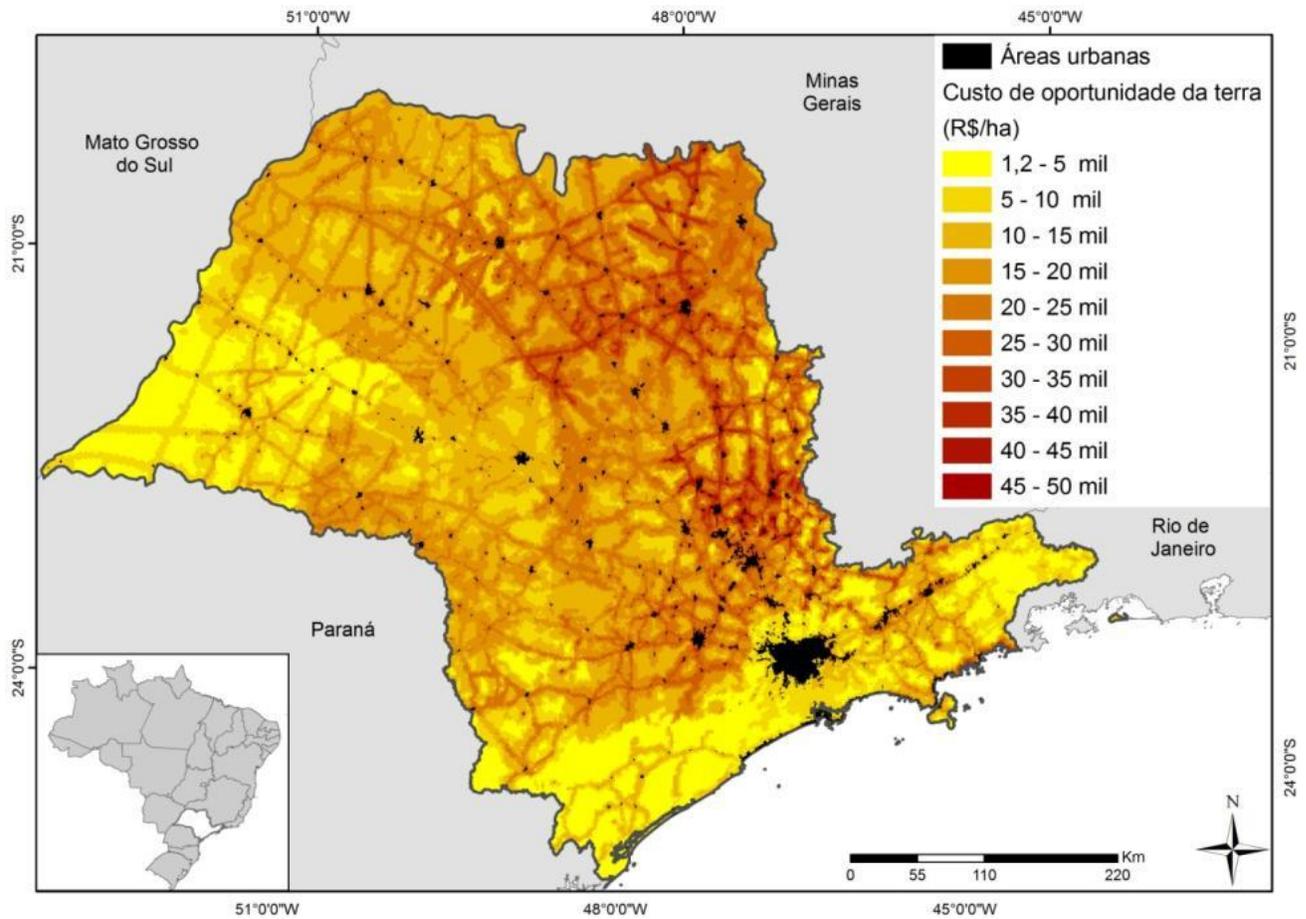


Figura 18 – Distribuição dos custos de oportunidade da terra em São Paulo

Fonte: Elaboração própria, com base em VTN (IEA, 2012), Modelo de elevação (SRTM- GLCF), Estradas (IBGE), Áreas urbanas (EMBRAPA).

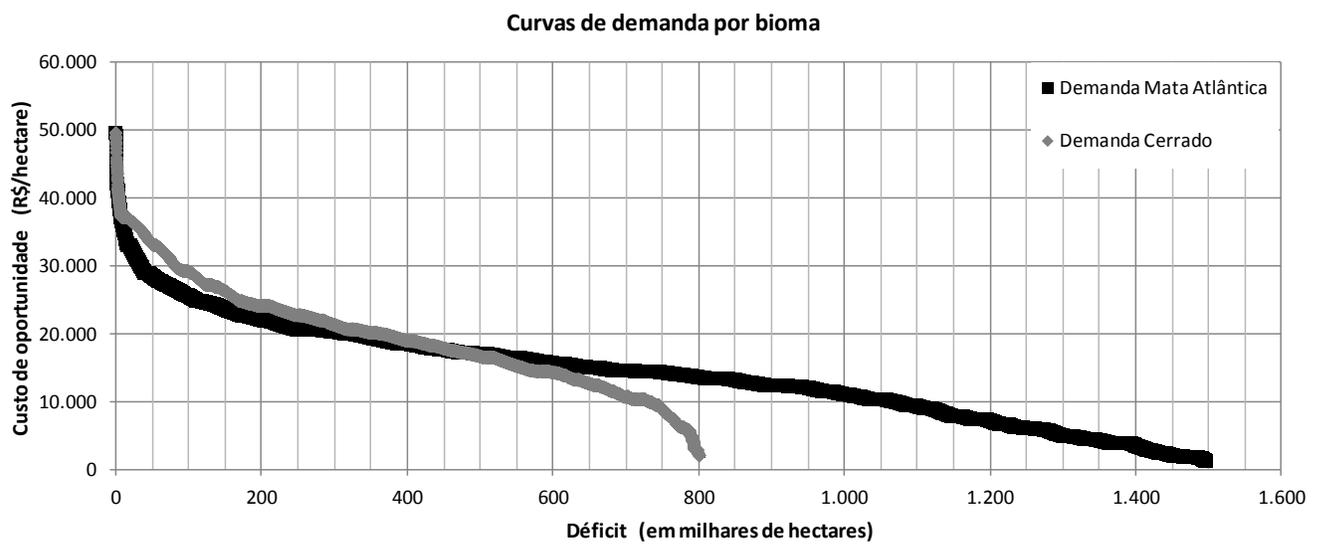


Figura 19 - Curvas de demanda por reserva legal (déficit) por bioma

Fonte: Elaboração própria com resultados desse estudo

Os dados nesse gráfico permitem uma visão ampliada da potencial demanda para o mercado de Cotas de Reserva Ambiental (CRA) e também podem ajudar a tomada de decisão de custo-benefício para produtores rurais com a intenção de destinarem áreas para recuperação e geração de CRA como investimento. Por exemplo, esses produtores podem calcular quanto custaria a geração de CRA em sua propriedade computando todos os custos envolvidos (oportunidade, restauração, manutenção) e depois comparar quais potenciais compradores desse CRA que teriam custos de oportunidade maiores que isso e talvez preferissem comprar a CRA ao invés de recuperar na propriedade.

4.2.3 - Cenários de simulação de alocação da reserva legal

Nos três cenários a área total identificada como déficit de reserva legal foi considerada como conforme com a legislação e com o incremento desse mesmo montante considerado como "novas reservas legais". O Cenário 1 (Comando e Controle) foi o que teve o maior custo total, no valor de R\$37 bilhões. O Cenário 2, com a inclusão da possibilidade de compensação da reserva legal, resultou em um custo de R\$8,9 bilhões, e o Cenário 3, com a inclusão da restrição maior ao mercado de compensação teve um custo total de R\$17,4 bilhões (Tabela 6).

Esses valores não representam o valor que os proprietários terão que pagar para se adequarem (comprando as cotas de reserva legal). Eles são apenas uma *proxy* dos custos de oportunidade da terra, e não incluem os custos de transação e custos de recuperação, por exemplo. O mais importante é a comparação relativa entre os cenários, e não o valor absoluto.

Outro resultado importante são os custos de oportunidade médios por hectare em cada cenário. No primeiro com a recuperação na própria área, o custo médio por hectare ficou em R\$16 mil, no Cenário 2 ficou em R\$ 3,8 mil e no Cenário 3 em R\$7,5 mil.

Os custos calculados para o segundo e terceiro cenários refletem o resultado de melhor alocação calculado pelo Marxan, considerando os menores custos possíveis com as restrições elencadas ("*best run*"). Porém, é esperado que a solução real de resultado de mercado não seja a solução ótima. Por essa razão, é interessante analisar a frequência de seleção de cada área alocada como novas reservas legais, entre as 100 possíveis soluções fornecidas pelo Marxan.

Tabela 6 - Resultados de custos de oportunidade totais e médios para os três cenários analisados

Novas Reservas Legais					
	Adequação usando	Bioma	Área (mil ha)	Custos Totais (milhões R\$)	Custos médios (R\$/por hectare)
Cenário 1 - Comando e controle - Somente reflorestamento	Excedente	Mata Atlântica	não considerado	x	X
		Cerrado	não considerado	x	X
	Reflorestamento	Mata Atlântica	1.496	21.351	14.272
		Cerrado	801	15.701	19.601
	Total		2.297	37.052	16.130
Cenário 2 - Policymix atual - Mercado restrito ao bioma	Excedente	Mata Atlântica	762	2.642	3.466
		Cerrado	166	1.121	6.743
	Reflorestamento	Mata Atlântica	734	5.137	3.753
		Cerrado	635		
	Total		2.297	8.900	3.874
Cenário 3 - Policymix proposto - Mercado restrito ao bioma e às áreas prioritárias	Excedente	Mata Atlântica	762	2.642	3.466
		Cerrado	166	1.121	6.743
	Reflorestamento	Mata Atlântica	734	13.675	9.992
		Cerrado	635		
	Total		2.297	17.438	7.591

Fonte: Elaboração própria com resultados desse estudo

Nas Figuras 20a e 20b é possível visualizar que as áreas selecionadas no Cenário 2 estão concentradas em poucas áreas com grande frequência de seleção na parte oeste e leste do estado de São Paulo, e em algumas áreas na região central. Já o Cenário 3 apresenta uma frequência um pouco mais distribuída em diferentes regiões.

Além disso, outro fato interessante de notar é que dos 1,37 milhões de hectares selecionados nos dois cenários para restauração, apenas 218mil (16%) são áreas coincidentes, ou seja, foram selecionadas em ambos cenários na melhor alternativa que o Marxan calculou (*best run* - menor custo).

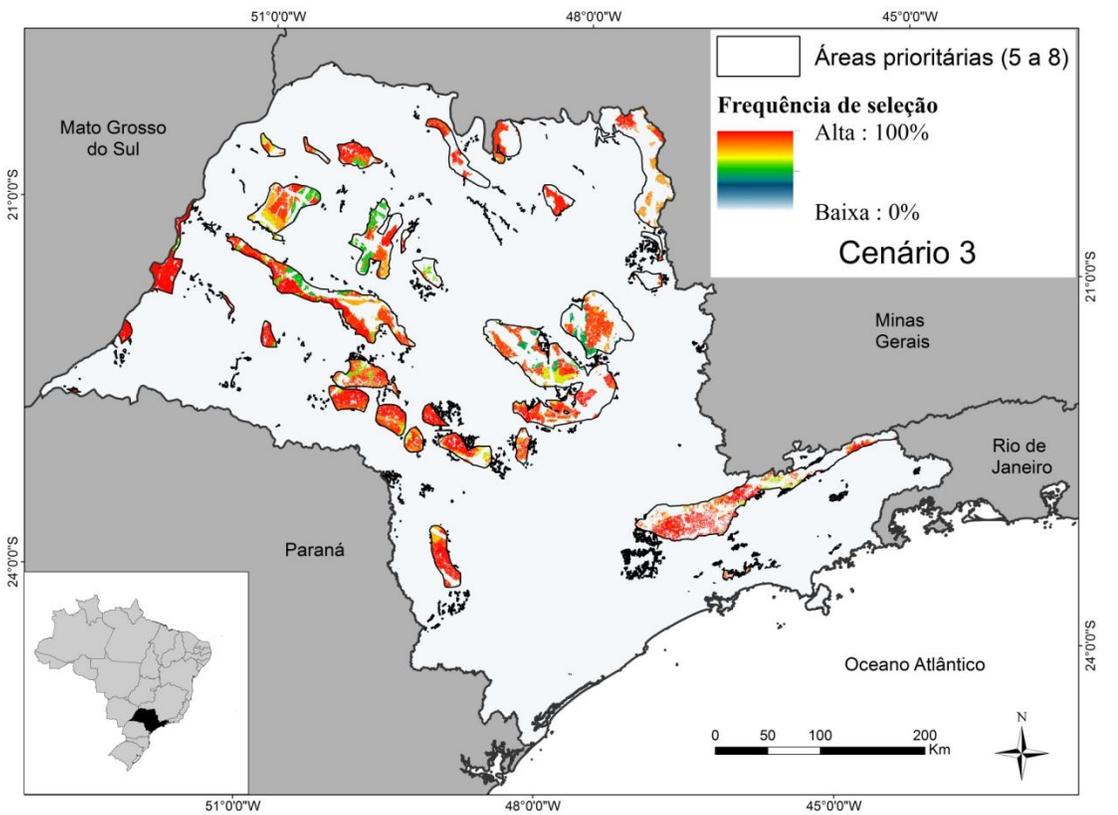
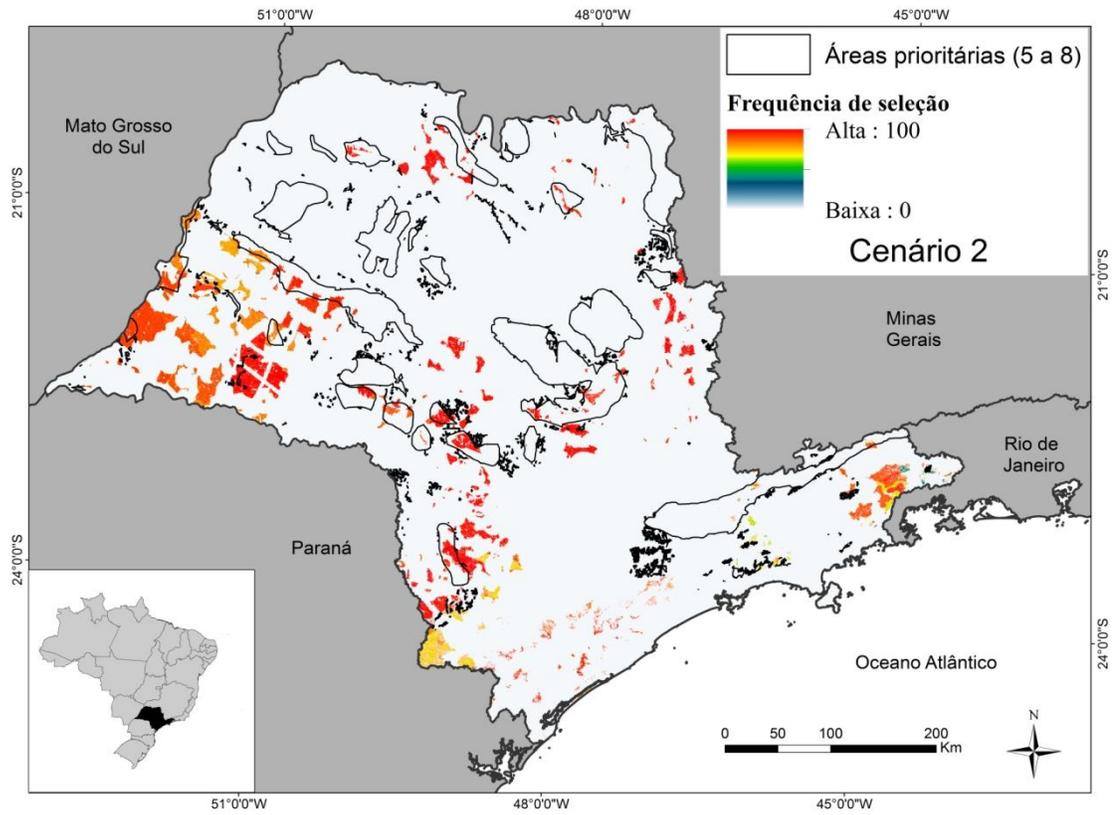


Figura 20a e 20b – Frequência de seleção de novas reservas legais nos Cenários 2 e 3, respectivamente
 Fonte: Elaboração própria com resultados desse estudo

Quanto à representação das novas reservas legais em relação às categorias de prioridade do BIOTA, o Cenário 1 teve 38% das novas reservas legais concentradas na prioridade 3, e 19% nas prioridades 2 e 4 (Figura 21). Somente 12% das novas reservas legais desse cenário foram alocadas nas classes de prioridades máximas (5 a 8).

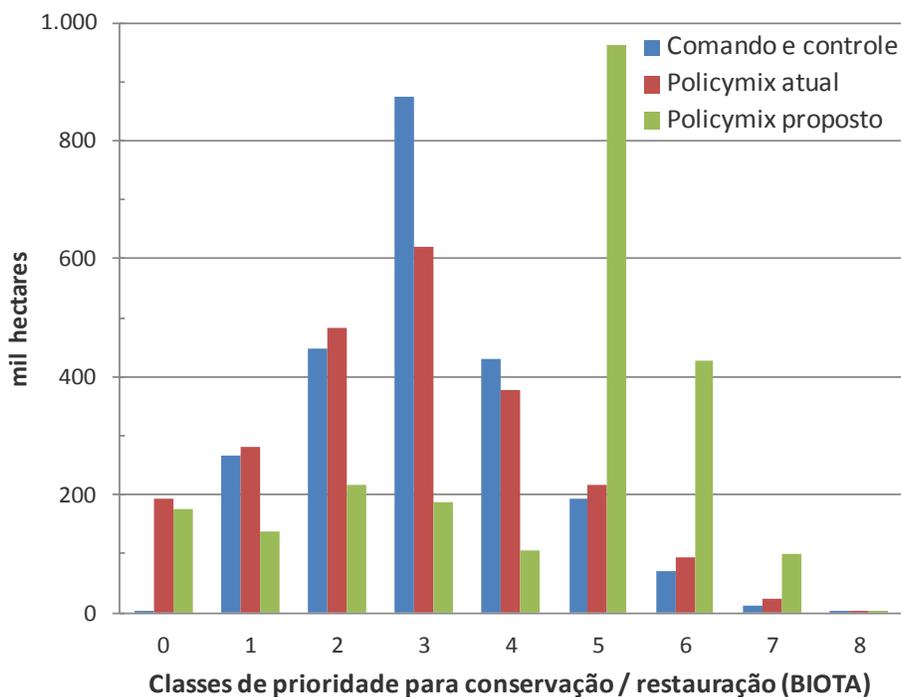


Figura 21 - Alocação potencial das novas reservas legais em relação às prioridades do BIOTA

Fonte: elaboração própria com resultados desse estudo

O cenário 2 teve um resultado parecido em relação à quantidade de reservas legais alocadas nas áreas de prioridade 5 a 8 (14%), mas teve uma pior distribuição nas outras classes, aumentando o montante de áreas alocadas na classe de prioridade zero, de 0,1% para 9%. Por outro lado, o cenário 3 resultou em mais de 64% das novas reservas legais localizadas nas áreas de maior prioridade.

Em relação aos custos, comparado com o Cenário 1 (Comando e Controle), o Policymix atual mostrou uma redução em custos de 76%. O Policymix proposto também mostrou redução, porém menor, de 53%.

4.2.4 - Comparação do custo-efetividade ecológica dos cenários analisados

O Cenário Comando e Controle apresentou os maiores custos e a menor efetividade ecológica dos três cenários, e sua relação custo-efetividade ecológica foi a maior dos três cenários, cerca de R\$134mil/ha efetividade ecológica. O Cenário Policymix atual avançou pouco na efetividade ecológica porém apresentou uma grande redução dos custos, resultando numa relação custo-efetividade ecológica de R\$26,4 mil/ha efetividade ecológica, uma redução de 507% em relação ao Cenário Comando e Controle (Figura 22a e 22b).

Já o Cenário 3, Policymix proposto, apresentou maiores custos que o Cenário 2, mas mesmo assim ainda teve cerca de metade dos custos do Cenário Comando e Controle. Por outro lado, sua efetividade ecológica foi a maior dos três cenários, mais de três vezes maior que o Cenário Comando e Controle e Policymix Atual. Sua relação custo-efetividade ecológica portanto foi a melhor dos três, cerca de R\$11,7 mil/ha efetividade ecológica, cerca de 11 vezes menor que a do Cenário Comando e menos que a metade do Cenário 2, Policymix atual.

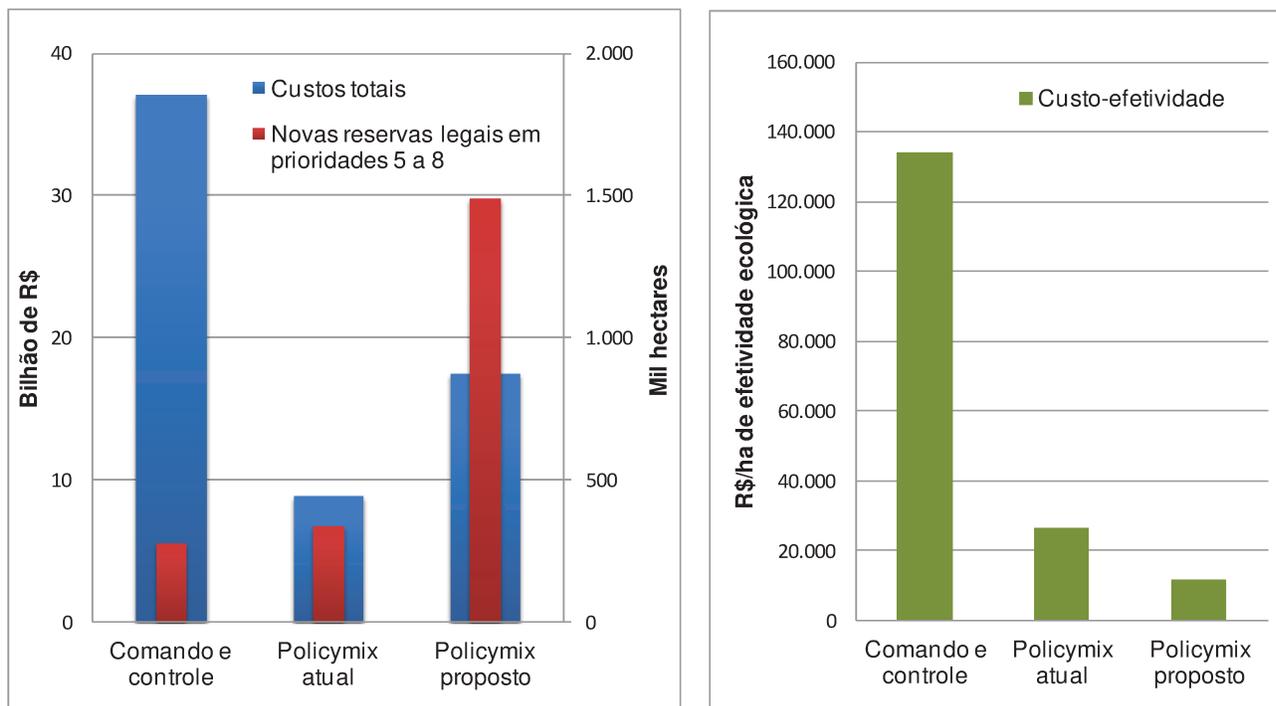


Figura 22a e 22b - Gráficos de custo, efetividade ecológica e de custo-efetividade ecológica dos cenários

Fonte: elaboração própria com resultados desse estudo

DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que o instrumento de compensação de reserva legal reduz a relação de custo-efetividade ecológica da adequação de reserva legal e tem um alto potencial de tanto reduzir os custos de adequação ambiental às metas de reserva legal quanto de alocar as novas áreas de reserva legal de forma a atingir uma melhor efetividade ecológica.

A inclusão do instrumento econômico permitindo a flexibilidade de alocação de reserva legal num mercado restrito ao bioma reduziu 76% os custos de oportunidade da adequação ambiental comparada com o Cenário Comando e Controle, onde a recuperação deve ser feita na própria UPA. Indo além, apesar da inclusão de uma restrição ao mercado focando nas áreas prioritárias ter feito os custos quase dobrarem de valor ao comparados com o cenário do mercado restrito somente pelo bioma (Policymix atual), o Policymix proposto ainda apresentou custos de oportunidade 50% mais baixos que o cenário de Comando e Controle.

Além de ter o custo de oportunidade de adequação mais alto e o resultado com menor efetividade ecológica o cenário de Comando e Controle teve a desvantagem de deixar 762 e 166 mil hectares de vegetação remanescente de mata atlântica e cerrado, respectivamente, sem a proteção da legal através da reserva legal. Ou seja, esse cenário entre os três foi o que resultou numa maior área de vegetação natural (considerando as restauradas), porém as áreas de excedente caso não sejam valorizadas através do seu uso para compensação podem sofrer um alto risco de desmatamento. Essas áreas geralmente são áreas marginais com baixo custo de oportunidade ou áreas com custos de oportunidade mais altos mas que ainda não foram desmatadas por falta de capitalização ou outro motivo. Porém, elas são cruciais para conservação da biodiversidade remanescente e muito importantes por suas funções ecológicas na paisagem. Além disso, o reflorestamento de extensas áreas para adequação ambiental em outras regiões pode deslocar a demanda por áreas para uso alternativo (agrícola ou pecuária) e essas áreas com vegetação natural podem sofrer uma crescente pressão por desmatamento.

A proposta de inclusão de uma restrição ao mercado utilizando como critério as áreas prioritárias definidas pelo BIOTA simulada no cenário 3 apresentou ganhos de efetividade de conservação substancialmente grandes relativamente ao aumento dos custos, o que leva a conclusão dele ser a opção de melhor custo-efetividade ecológica para a adequação às metas de reserva legal em São Paulo.

De acordo com os resultados da frequência de seleção as áreas selecionadas para novas reservas legais nos cenários 2 e 3 têm pouca sobreposição. Esse resultado indica que as áreas mais prioritárias são também as com o custo de oportunidade mais alto e um mercado restrito apenas pelo bioma tem um potencial de produzir um resultado que não reflete completamente as prioridades de conservação. O resultado ilustra também a importância de um mix de políticas que combinem instrumentos de mercado e instrumentos regulatórios para regular os mercados, já que as forças de mercado tenderão a selecionar e reforçar uma distribuição tendenciosa da distribuição de áreas para conservação ambiental nas áreas agrícolas marginais (com baixo custo de oportunidade).

O cenário proposto no estudo (Cenário 3, Policymix proposto) aponta uma possibilidade de critério de restrição que pode, especificamente, focar as áreas prioritárias sem trazer muito aumento para os custos e sem inviabilizar as possibilidades de mercado. Porém existe a necessidade de mais estudos que possam simular a inclusão de outros critérios de restrição que possam focar em outras prioridades de conservação e restauração, além de estudos que incluam os custos de transação e de recuperação.

Os custos de transação não foram considerados nesse estudo, e eles podem variar de acordo com o cenário e com a complexidade das regras estabelecidas. O cenário 1 apesar de ter o maior custo de oportunidade final de adequação ambiental para os proprietários e para a sociedade, provavelmente é o de menor custo de transação, já que não envolve a criação do novo mercado de CRA nem tudo que ele demandará em termos de regulamentações, sistemas operacionais, etc. Geralmente maiores restrições impostas ao mercado podem levar a maiores custos de transação. No caso do Cenário 3, a restrição visando maior efetividade ecológica pode dificultar a comercialização dos excedentes porque pressupõe que devem ser identificados quais excedentes estão em áreas prioritárias, que dependendo de como o mecanismo for desenhado pode elevar os custos de transação.

Outra ressalva a ser feita é em relação aos custos de restauração florestal. Nos cenários 2 e 3 o déficit líquido das novas reservas legais que não puderam ser compensadas pelas áreas excedentes deve ser restaurado. Porém, no cálculo do custo do cenário só foi considerado o custo de oportunidade das áreas a serem restauradas e o custo de restauração não foi incluído. Isso foi feito porque ainda não é regulamentada por lei os detalhes sobre os critérios que a restauração deve ter para poder ser considerada válida para geração da CRA, e algumas questões

em discussão no nível estadual são: quais serão os indicadores (ou quanto tempo após o plantio) é necessário para uma área de reflorestamento ser considerada "reflorestada" e válido para compensação? Qual será a técnica de reflorestamento exigida (número mínimo de espécies, a proporção de espécies nativas x exóticas)? Somente estas duas dúvidas fazem o levantamento de custos dessa opção muito difícil, porque a metodologia escolhida e o histórico de degradação da área podem fazer os custos de reflorestamento variarem entre R\$1,2 mil (semeadura direta) e R\$33 mil (plantio de mudas) por hectare (RODRIGUES et al., 2009).

Um ponto a ser destacado em relação às áreas de excedente florestal é que para que elas sejam passíveis de geração de CRA e serem usadas para compensação de reserva legal é necessário que o imóvel rural possua a documentação fundiária completa (titulação). Algumas regiões que possuem grande concentração de excedente florestal, como o Vale do Ribeira, apresentam muitos problemas na documentação da terra. Como não há um mapeamento da situação da titulação das terras em nível estadual não foi possível considerar isso na análise, portanto é possível que algumas áreas de excedentes consideradas tenham dificuldades de gerar CRA e estejam superestimadas.

Outra limitação do estudo é em relação aos valores usados para calcular os custos de oportunidade. O único dado disponível em escala estadual que possuía detalhamento por região e por tipo de uso da terra é o de VTN (Valor da Terra Nua). Porém, esse valor é obtido através dos preços médios das transações comerciais registradas em cartório e sabe-se que muitas vezes são registrados valores menores que os reais para que o imposto a pagar seja menor. Dessa forma, é possível que a base de VTN tenha valores subestimados, e portanto que os valores de custo de oportunidade também estejam subestimados. Como o mais importante é a comparação inter-regional e não os valores absolutos, esse fato não compromete a análise relativa entre as regiões. Houve a tentativa de utilizar o banco de dados de Valor da Produção total por produto no estado, cruzado com os dados de área de produção por produto em cada UPA. Porém, o resultado mostrou-se insatisfatório devido à existência de erros no banco de dados que distorciam muito os valores resultantes. Por esse motivo, foi escolhida a utilização do VTN como *proxy* do custo de oportunidade apesar das limitações já mostradas, por falta de outra opção melhor.

As conclusões dos resultados de simulação desse estudo podem não ser aplicadas a outros estados e biomas do Brasil já que o país tem uma diversidade grande de contextos econômicos, ecológicos e sociais. Como a regulamentação deve ser feita em nível estadual, para

uma melhor abordagem dessa diversidade de contextos, novos estudos empíricos devem ser realizados em outros estados para simularem possíveis impactos e subsidiarem as definições para essas regulamentações.

Em relação à discussão teórica sobre os mecanismos de TDR e *cap-and-trade* é importante destacar que o modelo adotado no Brasil de compensação de reserva legal apresenta uma característica interessante que o difere de outros mecanismos do tipo TDR. A lei exige que proprietários rurais em déficit comprem áreas para se adequarem (ou que recomponham a reserva legal). Porém permite que proprietários com áreas excedentes desmatem até o limite de 20% sem exigir que comprem ou recomponham o que desmataram. Além disso, não permitem que proprietários que possuam vegetação no limite exigido de reserva legal atualmente desmatem e compensem em outro lugar, porque o mecanismo só é válido para fins de recomposição (não é *offset*). Dessa forma, o mecanismo de compensação no Brasil poderia ser definido como um instrumento que se tornou híbrido devido a negociações políticas e ao desenvolvimento histórico (*path-dependency*) da legislação brasileira de conservação.

Os resultados mostraram um excelente potencial do instrumento de compensação de reserva legal combinado à legislação de comando e controle para a redução do custo-efetividade da adequação à reserva legal. Porém, alguns pontos de atenção devem ser destacados na implementação do instrumento de compensação. Eles podem ser resumidos em três aspectos principais. Primeiro, a escolha entre um mercado com escopo amplo e pouca regulação e entre um mercado restrito e muito regulado deve ser considerada com muito cuidado. Como o estudo mostra, a implementação de um instrumento de mercado sem regulação pode reduzir os custos de adequação ambiental sem, porém, trazer junto um resultado mais efetivo ecologicamente. Por outro lado, caso os critérios sejam muito restritos (como no Código florestal anterior que exigia que a compensação ocorresse na mesma microbacia) podem reduzir a heterogeneidade de custos de oportunidade e reduzir as possibilidades de escolha através do mercado fazendo com que se percam as margens necessárias para incentivar e manter os intermediários interessados em fazer o mercado funcionar.

Um segundo ponto são as restrições institucionais que instrumentos de mercado desse tipo requerem, e os custos associados. O governo federal deve prover através de regulamentação uma melhor definição de critérios gerais para que os órgãos estaduais possam então delinear suas regulamentações tendo uma base mais clara, principalmente em relação às formas de

funcionamento do mercado, ao papel do estado como intermediador, ao papel das bolsas de comercialização, etc. Por sua vez, para o sucesso do mecanismo os órgãos estaduais devem assumir o protagonismo como promotores do mercado, e principalmente como reguladores e como responsáveis pelo monitoramento do mercado. Alguns estados já desenvolveram sistemas locais de gestão de dados das propriedades que se mostraram fundamentais para permitir o planejamento da conservação e uso do solo, principalmente para garantir que os custos de transação da compensação não sejam proibitivos para os proprietários. De qualquer forma, estima-se que os custos de transação da criação e manutenção de um sistema que permita o funcionamento do mercado sejam altos (Barton et al., 2011) e mais estudos sobre esse tema são necessários para verificar até que ponto não são proibitivos também para o setor público.

O terceiro e talvez mais importante ponto é a criação da demanda. Os instrumentos de mercado como o TDR só funcionam se houver uma demanda estimulada por uma regulação que defina o limite máximo ou exigências mínimas, como o limite de reserva legal do Código Florestal. O que garante a proteção da escala sustentável é essa definição, não o instrumento de mercado, portanto a compensação só será viável em um contexto onde os instrumentos de regulação direta (monitoramento, fiscalização, responsabilização) funcionem de forma plena. No caso do instrumento analisado essa é uma questão fundamental já que sua baixa implementação atualmente se dá, entre outros motivos, pela falta de demanda causada por falhas na exigência do cumprimento da reserva legal. A última alteração do Código Florestal trouxe a tona a expectativa de um aumento da exigência do cumprimento da lei e de uma maior pressão pela adequação. Isso torna mais urgente a necessidade de um melhor desenho e planejamento da implementação do instrumento de compensação para que ele seja um potencializador dessa maior adequação.

Esses pontos destacam a importância de uma abordagem de combinação de políticas (*policymix*) para o desenho e implementação de instrumentos de conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos com melhor custo-efetividade ecológica. Nessa abordagem os formuladores de políticas têm um papel chave no planejamento da combinação de diferentes instrumentos para atingir os diferentes objetivos almejados e também para garantir sua viabilidade econômica. No estudo de caso analisado, foi discutido como uma legislação de comando e controle, que objetiva garantir uma escala mínima de conservação de *habitats* em áreas privadas (reserva legal), pode ser complementada com um instrumento econômico que

possibilite reduzir os custos econômicos e sociais da política através de uma alocação mais eficiente e com uma distribuição mais justa.

A simulação da inclusão de uma restrição no mercado feita no Cenário 3, policymix proposto, mesmo obtendo pouco incremento no custo de oportunidade final do cenário, pode ser de difícil implementação e trazer aumento nos custos de transação. Uma possível solução seria criar um instrumento misto de PSA e TDR. Por exemplo, o governo estadual poderia incentivar a alocação de reserva legal em áreas prioritárias não restringindo o mercado em si, mas sim pagando a diferença do custo de oportunidade de compensar nessas áreas e não em outras menos prioritárias. Ou uma outra opção seria o governo estadual comprar áreas de alta prioridade para restauração e criar nelas Unidades de Conservação e então emitir Cotas de Reserva ambiental sobre essas áreas e vender no mercado a preços competitivos. Dessa forma o governo poderia deixar o mercado sem restrição mas atuar influenciando o mercado através da ampliação da oferta de áreas mais prioritárias. Enfim, as possibilidades de combinações precisam ser planejadas e testadas pelos formuladores de políticas, dependendo dos objetivos de conservação e do contexto em que estão inseridas a fim de encontrar as possibilidades que sejam de melhor custo-efetividade e mais viáveis para cada região.

CONCLUSÃO

Os resultados do estudo mostram que o instrumento de compensação de reserva legal tem um grande potencial tanto de reduzir os custos quanto de melhorar a efetividade ecológica da adequação ambiental às exigências de reserva legal, comparadas com uma política pura de comando e controle. Isso porque a combinação do comando e controle com o instrumento de mercado permite que a escala sustentável seja mantida (20% de reserva legal) e que haja uma distribuição justa e alocação mais eficiente, com a possibilidade das comercializações de áreas.

A simulação da inclusão da compensação de reserva legal permitindo o mercado dentro do bioma (Cenário 2) reduziu em 76% os custos de adequação à reserva legal mantendo a mesma quantidade de áreas de novas reservas legais comparadas ao Cenário Comando e Controle. E ainda possibilitou a proteção legal de 762 e 166 mil hectares de vegetação remanescente de mata atlântica e cerrado, respectivamente, remunerando e premiando os proprietários que conservaram áreas acima do exigido pela legislação.

No Cenário proposto (Cenário 3), apesar da inclusão de restrição ao mercado com foco nas áreas prioritárias ter quase dobrado os custos, comparados com o Cenário 2, seu custo total foi ainda menos de metade do custo do Cenário Comando e Controle (Cenário1). O cenário de Policymix proposto mostrou também ganhos de efetividade ecológica muito maiores que os aumentos de custos, que levou esse cenário a ser o de melhor custo-efetividade dos três analisados.

Os resultados indicam que garantir a conservação das áreas de maiores prioridades ecológicas pode implicar em custos maiores, portanto restringir apenas aos biomas pode não garantir que essas áreas sejam selecionadas pelo mercado. Isso ilustra a importância de uma combinação de políticas que inclua instrumentos econômicos para permitir certa flexibilidade e alocação eficiente; e de comando e controle, a fim de garantir a efetividade ecológica e a manutenção da escala sustentável.

Além disso, o estudo mostra que o mecanismo de compensação de reserva legal apresenta uma série de vantagens para os produtores rurais e para a sociedade, o que o torna fundamental para a consolidação da implementação do Código Florestal e da conservação ambiental em áreas privadas.

REFERÊNCIAS

ALSTON, L. J.; MUELLER, B. Legal Reserve Requirements in Brazilian Forests: Path Dependent Evolution of De Facto Legislation. **EconomiA**, Selecta, Brasília (DF), v.8, n.4, p.25-53. 2007.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R.; SIMOES, M. S. From an empty to a full world: a nova natureza da escassez e suas implicações. **Econ. soc.** v.21 n.3 Campinas: Dez de 2012.

ANDRADE, J. P.; CUNHA, K. Regime internacional de enfrentamento das mudanças climáticas: a visão da economia ecológica. In: **Anais do III Encontro Nacional da ANPPAS**. Brasília, 2006.

ARDRON, J. A., POSSINGHAM, H.P., KLEIN, C. J. (Eds.) **Marxan Good Practices Handbook**, 2010. 2ed. Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, BC, Canada. 155 pages.

ARONSON et al. What Role Should Government Regulation Play in Ecological Restoration? Ongoing Debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 690–695, 24 nov. 2011.

AVIALLI, A. 2011. Proprietários dividem imóveis rurais para driblar a obrigação de preservar. **O Estado de São Paulo**, São Paulo, Jul 2011.

BALL, I. R., H. P. POSSINGHAM, M. WATTS. Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritization. Chapter 14: Pages 185-195. In: MOILANEN, A., K. A. WILSON, H. P. POSSINGHAM. (Ed.) **Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools**. Oxford University Press, Oxford, UK. 2009.

BARTON, D. N. et al., **Guidelines for opportunity cost evaluation of conservation policy instruments**. POLICYMIX Technical Brief No. 11. 2013.

BARTON, D. N., LINDHJEM, H., RING, I. SANTOS, R. New Approaches and financial mechanisms for securing income for biodiversity conservation, In: VATN, A. et al. **Can markets protect biodiversity?** An evaluation of different financial mechanisms. Noragic Report No. 60. 2011.

BARTON, D. N.; BLUMENTRATH, S.; RUSCH, G. 2013. Policyscape - A Spatially Explicit Evaluation of Voluntary Conservation in a Policy Mix for Biodiversity Conservation in Norway. **Society & Natural Resources: An International Journal**, 26:10, 1185-1201.

BERNARDO, K. T. **Análise do êxito dos sistemas estaduais de gestão de reservas legais com foco no mecanismo de compensação**. Dissertação (Mestrado)Universidade de São Paulo, campus São Carlos, 2010.

BERNASCONI, P.; ROMEIRO, A. R. A compensação como instrumento para alocação de Reserva Legal: estudo de caso no município de Marcelândia - MT. In: Anais do IX Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica: "Políticas Públicas e a perspectiva da economia ecológica. Brasília, 2011

KAECHELE, K. T. **A redução compensada do desmatamento no Mato Grosso: uma análise econômico-ecológica.** São Paulo, 2007. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Ciência Ambiental (PROCAM), Universidade de São Paulo.

BLUMENTRATH, S. **Site prioritization models and their suitability for assessing and designing policy mixes for biodiversity conservation and ecosystem services provision: a comparison of software packages.** POLICYMIX Technical Brief. Issue No. 4. 2011.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Sistema de Reserva Legal Extra-Propriedade no Bioma Cerrado: uma análise preliminar no contexto da bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 58, n. 2, p. 129-137. 2006.

BOVARNICK, A.; KNIGHT, C.; STEPHENSON, J. **Habitat Banking in Brazil: A Feasibility Assessment.** Working Paper. United Nations Development Programme, 2010.

BRANDON et al. Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. **World Development**, v. 33, n. 9, p. 1403–1418, set. 2005.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Planejamento Agrícola (Brasília, DF). **Aptidão Agrícola das Terras de São Paulo.** Brasília: BINAGRI, 1979. 111p. (Aptidão Agrícola das Terras, 20).

BRESSERS, H. T.; O'TOOLE, L. J. The selection of policy instruments: a network-based perspective. **Journal of Public Policy**, 1998. 18(3): p. 213-239.

BROUGHTON, E.; PIRARD, R. **What's in a name ? Market-based instruments for biodiversity.** Nº03/11 2011. Paris, França: IFRI-IDDRI. Disponível em: <http://www.iddri.org/Publications/Collections/Analyses/AN_1103_MBI_broughton_pirard_EN.pdf>.

BROUWER, R., et al. **Guidelines for biodiversity valuation and benefits assessment of economic instruments - WP4.** POLICYMIX Technical Brief No. 10. 2013.

CALMON, M.; BRANCALION, P. H. S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S. C.; RODRIGUES, R. R. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology** v.19, v.2, pp. 154–158. 2011.

CASTANHO FILHO, E. P. Pagamento pelos serviços da reserva legal. **Análises e Indicadores do Agronegócio.** v3, n1, Instituto de Economia Agrícola (IEA): 2008. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/out/verTexto.php?codTexto=9154>

CELLINI, S. R.; KEE, J. E. Cost-Effectiveness and Cost-Benefit Analysis. Cap. 21. In: WHOLEY, J.S.; HATRY, H. P.; NEWCOMER, K. E. (Ed.) **Handbook of Practical Program Evaluation**, 3ed., San Francisco, CA: Jossey-Bass, 2010: 493-530.

CHOMITZ, K. M. Transferable Development Rights and Forest Protection: An Exploratory Analysis. **International Regional Science Review**, v. 27, n. 3, p. 348–373, 2004.

CHOMITZ, K. M.; THOMAS, T. S.; BRANDÃO, A. S. P. The economic and environmental impact of trade in forest reserve obligations: a simulation analysis of options for dealing with habitat heterogeneity. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 43, n. 4, p. 657–682, dez. 2005.

CRUZ, C. B. M., VICENS, R. S. Estado atual da cobertura vegetal e uso da terra no Bioma Mata Atlântica, In: Instituto Bioatlântica (Org.), **Uma Introdução ao Estudo das Florestas do Sul e Sudeste do Brasil**, Rio de Janeiro. 2010.

DALY, H. E. Economics in a full world. **Scientific American**, p. 100-107, Sept. 2005.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Ecological Economics: Principles and Applications**. 2^a ed. Washington: Island Press, 2010. ISBN 1597266817.

DEAN, W. 1996. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo, Companhia das Letras. 504p

DRECHSLER, A.; WATZOLD, F. Applying tradable permits to biodiversity conservation: Effects of space-dependent conservation benefits and cost heterogeneity on habitat allocation. **Ecological Economics**, v. 68, n. 4, p. 1083–1092, 2009.

EFTEC. The use of market based instruments for biodiversity protection – **The case of habitat banking**. World Bank. London: [s.n.]. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/enveco/index.htm>>. 2010.

ELLOVITCH, M. F.; VALERA, C. A. Manual do Novo Código Florestal. **MPMG Jurídico - Revista do Ministério Público do Estado de Minas Gerais**. 2013.

FARINACI, J.; BATISTELLA, M. Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 695–705, 2012.

FASIABEN, M. C. R.; ROMEIRO, A. R.; PERES, F. C.; MAIA, A. G. Impacto econômico da reserva legal sobre diferentes tipos de unidades de produção agropecuária. **Rev. Econ. Sociol. Rural** [online]. 2011, vol.49, n.4, pp. 1051-1096. ISSN 0103-2003.

FEARNSIDE, F. Código Florestal : o perigo de abrir brechas. **Ciência Hoje**, v. 28, p. 62–63, 2000.

FERREIRA, M.; FERREIRA, L.; FERREIRA, N.; LOBO, F. Base de dados territoriais necessárias à análise de um sistema de reserva legal extra-propriedade no estado de Goiás. **Boletim Goiano de Geografia**, 27(1). 2007.

FONSECA, M.; LAMAS, I.; KASEKER, T. 2010. O papel das unidades de conservação. **Scientific American Brasil Especial**, 39:18-23.

FRIEDMAN, T. L. The Inflection Is Near? **The New York Times**. New York: March 2009. Opinion. Disponível em: http://www.nytimes.com/2009/03/08/opinion/08friedman.html?_r=0

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. (Eds.) **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook**. pp. 269-287. Washington, D.C.: Island Press. 2003.

GODARD, O. Environnement et théorie économique: de l'internalisation des effets externes au développement soutenable. In: **SEMINAIRE ECOLOGIE ET ENVIRONNEMENT**, 1992. Paris: École Nationale de la Magistrature, 1992. *apud* Romeiro (2012).

GONÇALVES, J. S.; FILHO, E. P. C.; SOUZA, S. A. M. Reserva Legal em São Paulo: obrigatoriedade, impactos e proposta de aprimoramento da legislação. **IEA Textos Para Discussão**, n. 6, p. 74, 2009.

GORENFLO, L. J.; BRANDON, K. Agricultural capacity and conservation in high biodiversity forest ecosystems. **Ambio**, v. 34, n. 3, p. 199–204, maio. 2005.

GRIEG-GRAN, M. et al. **Best practice guidelines for assessing social impacts and legitimacy of conservation policy instruments** - WP5. POLICYMIX Technical Brief No. 8. 2013.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.) **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios**. Série Biod. Brasília: MMA, 2011. p. 272.

HANSJÜRGENS, B., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., VAKROU, A., TUCKER, G. Addressing losses through regulation and pricing. In: TEEB (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London and Washington. 2011.

HERCOWITZ, M. **O que eu faço com esse mato?:** uma análise socioeconômica do mercado de compensações de Reserva Legal na Bacia do Xingu no Mato Grosso. São Paulo: ISA. 2009.

HIRAKURI, S. R. **Can Law Save the Forest? Lessons from Finland and Brazil**. Center for International Forestry Research - CIFOR. 2003.

IBGE. **Censo Agropecuário. 1995**. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br>

IEA. Reserva Legal em São Paulo obrigatoriedade, impactos e proposta de aprimoramento da legislação. **Textos para Discussão**, n.6. 2009.

Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia (IESB) et al. **Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica**. Relatório final. PROBIO 03/2004, Brasília, 84p. 2007.

IPEA. Direito Ambiental Brasileiro, Lei dos Crimes Ambientais. **Comunicado IPEA Nº81**. Série Sustentabilidade Ambiental no Brasil: Biodiversidade, economia e bem-estar humano. Brasília, 2011.

IRIGARAY, C. T. J. H. Compensação de reserva legal: limites à sua implementação. **Revista Amazônia Legal de Estudos Sócio-Jurídico-Ambientais**. Ano 1, n. 1, p. 55-68, jan./jun. 2007.

JOLY, C. A. et al. Biodiversity Conservation Research, Training, and Policy in São Paulo. **Science**, v. 328, 2010.

JOLY, C. A. et al. Histórico do Programa BIOTA-FAPESP. O Instituto Virtual da Biodiversidade, In: RODRIGUES, R. R. e BONONI, V. L. R. (Orgs.) **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/Programa BIOTA/FAPESP, 2008.

JOPPA, L. N.; PFAFF, A. High and far: Biases in the location of protected areas. **PloS One** 4(12):e8273. 2009.

KAEICHELE, K. T. **A redução compensada do desmatamento no Mato Grosso: uma análise econômico-ecológica.** São Paulo, 2007. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Ciência Ambiental (PROCAM), Universidade de São Paulo.

KRONKA, F. J. N. et al. **Inventário florestal da vegetação nativa do Estado de São Paulo.** Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Florestal, 200p. 2005.

LANDAU, E. C.; da CRUZ, R. K.; HIRSCH, A.; PIMENTA, F. M.; GUIMARÃES, D. P. **Variação geográfica do tamanho dos módulos fiscais no Brasil.** Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2012. Documentos 146. 199 p. : il.

LAURANCE, W. F., Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation** 142, 1137. 2009.

LEITE, C. C. et al. Historical land use change and associated carbon emissions in Brazil from 1940 to 1995. **Global Biogeochemical Cycles**, 26, Issue 2. 2012.

LESLIE, H.; RUCKELSHAUS, M.; BALL, I. R.; ANDELMAN, S.; POSSINGHAM, H. P. 2003. Using siting algorithms in the design of marine reserve networks. **Ecological Applications** 13: S185–S198.

LOUREIRO, W. **Contribuição do ICMS Ecológico à conservação da biodiversidade no estado do Paraná.** 2002. 189 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

LUSTOSA, M. C. J. et al. Política Ambiental. In: MAY, P. H. (Org.). **Economia do Meio Ambiente: teoria e prática.** 2 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

MADSEN, B.; CARROLL, N.; BRANDS, K. M. State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs. **Worldwide Geography.** 2010. Disponível em: <www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>.

MARTINEZ-ALIER, J. Ecological Economics. **International Encyclopedia of the Social and Behavioral Sciences.** Entry 91008 (Draft) 2013.

MARTINS, O. P.; CHAVES, F. T. Uso de instrumentos econômicos para a conservação da Biodiversidade em Goiás: implicações e perspectivas. 2006. In: FERREIRA, L. G. (Org.). **Conservação da biodiversidade e uso sustentável em Goiás. Implicações e perspectivas.** Goiânia: SEMARH/Agência Ambiental/Banco Mundial, Cap.8. *apud* Bernardo, 2010.

MAY, P. H. et al. Using fiscal instruments to encourage conservation: municipal responses to the 'ecological' value added tax in Paraná and Minas Gerais, Brazil. In: PAGIOLA, S. et al. (Org.). **Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Sustainable Development.** Londres: Earthscan, 2002, v. , p. 173-199.

MAY, P. H.; ANDRADE, J.; VIVAN, J. L.; KAEICHELE, K. GEBARA, M. F.; ABAD, R. **Assessment of the role of economic and regulatory instruments in the conservation policymix for the Brazilian Amazon – a coarse grain study.** 2012.

MAY, P. H.; GEBARA, M. F.; CONTI, B. R.; LIMA, G. R. The 'Ecological' Value Added Tax (ICMS-Ecológico) in Brazil and its effectiveness in state biodiversity conservation: a comparative analysis. In: **Proceedings of the 12th Biennial Conference of the International Society for Ecological Economics,** Rio de Janeiro. 2012.

METZGER, J. P. O Código Florestal Tem Base Científica? **Natureza & Conservação**, v. 08, n. 01, p. 92–99, 2010.

METZGER, J. P.; RODRIGUES, R. R. Mapas-Síntese. Cap. 7.1., In: RODRIGUES, R. R. e BONONI, V. L. R. (Orgs.) **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/Programa BIOTA/FAPESP, 2008.

MURADIAN, R. et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, vol. 69, n° 6, pp. 1202-1208. 2010.

MYERS et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–8, 24 fev. 2000.

NAIDOO, R.; ADAMOWICZ, W. L. 2006. Modeling opportunity costs of conservation in transitional landscapes. **Conserv. Biol.** 20(2):490–500.

NALON, M. A.; MATTOS, I. F. A.; FRANCO, G. A. D. C. 2008. Meio físico e Aspectos da Fragmentação da Vegetação. In: **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/Programa BIOTA/FAPESP.

NEVES, M.; PITTELA Jr., J. Deputado: grandes proprietários vão fugir da reserva legal. Agência Câmara de Notícias, Brasília, Maio, 2011.

OECD. **Instrument Mixes for Environmental Policy**. Paris: OECD. 2007.

OLIVEIRA, A. L. A reserva florestal legal e os princípios constitucionais da isonomia e razoabilidade. 233f. 2007. Dissertação (Mestrado) - Centro Universitário de Araraquara. Araraquara.

OLIVEIRA, S. J. M.; BACHA, C. J. C. Avaliação do cumprimento da reserva legal no Brasil. **Revista de Economia e Agronegócio**, v.1, n.2. 2003.

OOSTERHUIS, F. Tax Reliefs for Biodiversity Conservation. In: Ring, I., Schröter-Schlaack, C. (Eds.), **Instrument Mixes for Biodiversity Policies**. POLICYMIX Report No. 2/2011, pp. 89-97. 2011.

OSTROM, E. **Nobel Prize Lecture: Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems**". Nobelprize.org:. 2009 Disponível em: <http://www.nobelprize.org/nobel_prizes/economic-sciences/laureates/2009/ostrom-lecture.html>.

PANNELL, D. J. Public benefits, private benefits, and policy mechanism choice for land-use change for environmental benefits. **Land Economics** 84(2): 225-240. 2008.

POMPERMAYER. E. F. **Compensação da Reserva Florestal Legal como instrumento de gestão integrada floresta-água: análise jurídica**. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2006.

PRIMMER, E. et al., **Best practice guidelines on the role of multi-level governance institutions in policy** - WP 6. POLICYMIX Technical Brief No. 9. 2013.

RANIERI, V. E. L. **Reservas legais: critérios para localização e aspectos de gestão**. 149 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

RIBEIRO et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.

RING, I.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C. **Instrument Mixes for Biodiversity Policies**. Report, Issue No. 2/2011, Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig. Disponível em: <http://policymix.nina.no>. 2011.

RING, I.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C. Justifying and Assessing Policy Mixes for Biodiversity and Ecosystem Governance. In: RING, I.; SCHRÖTER-SCHLAACK, C. **Instrument Mixes for Biodiversity Policies**. Report, Issue No. 2/2011, Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig. 2011.

RODRIGUES, E. R. et al. 2007. Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para recuperação de reserva legal no Pontal do Paranapanema, São Paulo. **Rev. Árvore [online]**. vol. 31, n.5 p. 941-948.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, jun. 2009.

RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: [s.n.]. p. 248. 2008.

ROMEIRO, A. R. Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. **Estudos avançados**. 26 (74), 2012.

ROMEIRO, A. R.; BERNASCONI, P.; PUGA, B. P.; ANDRADE, D. C.; SOBRINHO, R. P. Assessment of existing and proposed policy instruments for biodiversity conservation in São Paulo - Brazil: a coarse grain analysis. **POLICYMIX Report Issue No 3/2012**.

RUSCH, G. M. et al. **Best practice guidelines for assessing effectiveness of instruments on biodiversity conservation and ecosystem services provision - WP3**. POLICYMIX Technical Brief No. 7. 2013.

SANTOS, A. **Análise das potencialidades da avaliação do ciclo de vida de produtos como instrumento de apoio à gestão ambiental**. 1998. 108 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Mecânica e de Produção, Universidade Metodista de Piracicaba, Santa Bárbara D'Oeste, 1998.

SANTOS, R. F.; VIVAN, J. L. **Pagamento por Serviços Ecossistêmicos em perspectiva comparada: recomendações para tomada de decisão**. Brasília: Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais UE & Brasil, 2012.

SANTOS, R., CLEMENTE, P., ANTUNES, P., SCHRÖTER-SCHLAACK, C., RING, I., 2011. Offsets, habitat banking and tradable permits for biodiversity conservation, in: RING, I., SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (Eds.) (2011): **Instrument Mixes for Biodiversity Policies**. POLICYMIX Report No. 2/2011, pp. 59-88.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, Instituto de Economia Agrícola. **Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008**. São Paulo: SAA/CATI/IEA, 2008. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa>>.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, Instituto de Economia Agrícola. **Levantamento de preços de terras agrícolas (VTN)**. 2012. São Paulo: SAA/CATI/IEA. Disponível em: <http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/Precor_Sistema_Sobre.aspx?cod_sis=8>.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C.; BLUMENTRATH, S. Direct Regulation for Biodiversity Conservation. In: **9th International Conference of European Society for Ecological Economics “Advancing Ecological Economics: Theory and Practice”**. Istanbul, June 14-17th, 2011.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C.; RING, I., 2011. Towards a framework for assessing instruments in policy mixes for biodiversity and ecosystem governance, In: RING, I., SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (Eds.), **Instrument Mixes for Biodiversity Policies**. POLICYMIX Report No. 2/2011, pp. 175-208.

SIMILÄ, J., PRIMMER, E. (Eds.) **Legal analysis of the relationship between European state aid and nature conservation law, and economic instruments for biodiversity protection**. POLICYMIX Report No. 7/2012. 2012.

SMERALDI, R. **Incubação no tucupi**. Disponível em: <<http://www.observadorpolitico.org.br/2013/06/incubacao-no-tucupi/>>. Acesso em: 15 jul. 2013.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica**. São Paulo. 2000.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (período de 2000 a 2005)**. 2008. Disponível em: <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>.

SPAROVEK, G. et al. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos Estudos**, v. 89, p. 111–135, 2011.

SPAROVEK, G. et al. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, v. 16, p. 65–72, fev. 2012.

TINBERGEN, J. **Economic policy: Principles and design**. Amsterdam, the Netherlands: North-Holland. 1956.

TURNER; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330–333, 1996.

VATN et al. **Can Markets Protect Biodiversity? An evaluation of different financial mechanisms**. Norway: 19/2011. 2011.

VICTOR, M. A. M. 1975. A devastação florestal. **Sociedade Brasileira de Silvicultura**, São Paulo, 48 p.

von GLEHN, H. C. Pagamento por Serviços Ambientais no Estado de São Paulo. In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org). 2011. **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. 272 p. : il. color. ; 29 cm. (Série Biodiversidade, 42).

von GLEHN, H. C. Texto preparado para a Mesa de Debate “Principais gargalos e recomendações para formulação de uma política nacional de PSE no Brasil”, **Oficina do Diálogo Brasil-União Europeia sobre Pagamento por Serviços Ecológicos**. Brasília, 24 de abril de 2012.

WATTS, M. E. et al. Marxan with Zones: software for optimal conservation based land- and sea-use zoning, **Environmental Modeling & Software**. 2009, doi: 10.1016/j.envsoft.2009.06.005

WATTS, M. E. **Marxan Online Tutorial. Marxan Module 2: Theory Behind Marxan**. Disponível em: <http://www.uq.edu.au/marxan/online-tutorial>. Acessado em Novembro, 2013.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento na Mata Atlântica brasileira. In GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. (Eds.) 2005. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte: Conservação Internacional. 2005.