



Cotas de reserva ambiental no novo código florestal brasileiro

Uma avaliação ex-ante

Peter H. May

Paula Bernasconi

Sven Wunder

Ruben Lubowski

Cotas de reserva ambiental no novo código florestal brasileiro

Uma avaliação ex-ante

Peter H. May

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

Paula Bernasconi

Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Sven Wunder

Centro Internacional de Pesquisa Florestal (CIFOR)

Ruben Lubowski

Environmental Defense Fund (EDF)

Publicação Ocasional 146

© 2015 Centro de Pesquisa Florestal Internacional (CIFOR)



O conteúdo desta publicação é licenciado sob Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0), <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ISBN 978-602-387-024-0

DOI: 10.17528/cifor/005893

May P.H, Bernasconi P, Wunder S e Lubowski R. 2015. Cotas de reserva ambiental no novo código florestal brasileiro: Uma avaliação ex-ante. Publicação Ocasional 146. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Tradução de: May PH, Bernasconi P, Wunder S and Lubowski R. 2015. Environmental reserve quotas in Brazil's new forest legislation: An ex ante appraisal. Occasional Paper 131. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Foto por Paula Bernasconi
São Francisco Xavier, São Paulo.

CIFOR
Jl. CIFOR, Situ Gede
Bogor Barat 16115
Indonesia

T +62 (251) 8622-622
F +62 (251) 8622-100
E cifor@cgiar.org

cifor.org

Gostaríamos de agradecer a todos os doadores que apoiaram esta pesquisa através de suas contribuições ao Fundo do CGIAR. Para uma lista dos doadores do Fundo, veja: <http://www.cgiar.org/who-we-are/cgiar-fund/fund-donors-2/>

Todos os argumentos expostos nesta publicação são atribuídos aos autores e não necessariamente representam a posição do CIFOR, instituições representadas pelos autores ou financiadores desta publicação.

Sumário

| | |
|--|-----------|
| Agradecimentos | iv |
| Resumo Executivo | v |
| 1 Enquadramento jurídico no Brasil | 1 |
| 1.1 Potenciais benefícios das CRA | 4 |
| 2 Experiências de TDR na gestão do uso da terra | 7 |
| 2.1 Origem dos TDRs como instrumento de desenvolvimento urbano | 7 |
| 2.2 Instrumentos mistos em TDR | 13 |
| 3 Simulações de TDR a partir do Código Florestal Brasileiro | 15 |
| 3.1 Introdução | 15 |
| 3.2 Simulações Nacionais | 15 |
| 3.3 Simulações estaduais e subestaduais | 19 |
| 4 Considerações sobre a efetividade, eficiência e equidade de CRA | 22 |
| 4.1 Efetividade ecológica de CRA | 22 |
| 4.2 Eficiência econômica | 24 |
| 4.3 Preocupações com a equidade | 28 |
| 4.4 Instrumentos complementares na combinação de políticas | 29 |
| 5 Resumo e conclusões | 32 |
| 5.1 Considerações para pesquisas posteriores | 35 |
| 6 Referências | 36 |
| Anexo 1. Descrição de programas de TDR norte-americanos | 38 |

Liste figuras

Figuras

| | | |
|---|---|----|
| 1 | Funções hipotéticas de TDR no contexto da legislação florestal brasileira. | 5 |
| 2 | Comparação dos regimes de TDR de zonas simples e dual e suas respectivas vantagens. | 9 |
| 3 | Site da BVTrade, uma plataforma online para negociação de CRA e outros ativos ambientais. | 25 |

Agradecimentos

Os autores expressam seu agradecimento aos entrevistados para o presente estudo, incluindo Ken Chomitz, Helena Carrascosa, Britaldo Soares Filho, Paulo e Maurício Moura Costa e Raul do Valle. Agradecemos também a assistência de Pasha Feinberg para a revisão da literatura internacional, e pelos comentários sobre as versões preliminares deste documento por Jan Börner, Leticia

Guimarães, Samantha de Martino, Frederik Noack, e Gerd Sparovek. A tradução do texto inglês para o português foi realizado por Geraldo Silva. O apoio financeiro para este relatório foi fornecido pelo CIFOR, e faz parte de um acordo de cooperação técnica entre o Environmental Defense Fund (EDF) e o Ministério do Meio Ambiente (MMA).

Resumo Executivo

O Código Florestal Brasileiro (CFB), criado em 1965, estabeleceu que todas as propriedades rurais privadas deveriam manter uma proporção fixa de sua área com vegetação natural (manejada ou não) como “reserva legal”, sendo que a proporção seria diferenciada por bioma (variando de 20% na Mata Atlântica a 80% nas áreas florestais do bioma Amazônia). Os proprietários de terras muitas vezes ignoraram a lei que tem sido também muito difícil de ser aplicada e cobrada. Para o pleno cumprimento da lei ser alcançado exigiria um esforço de restauração com altos custos potenciais em áreas já convertidas para a agricultura. As recentes alterações no CFB, através da nova legislação florestal de 2012, trouxeram oportunidades para os proprietários de terras que, até 22 de julho de 2008, não cumpriam com os requisitos legais de conservação. Eles teriam a possibilidade de “compensar” o déficit de suas reservas legais através da compra de cotas de propriedades com excedentes de vegetação natural. Essas últimas manteriam em troca a vegetação nativa além dos requisitos mínimos exigidos para a reserva legal, ou fariam a restauração de áreas que lhe permitissem ultrapassar os requisitos legais mínimos no futuro.

Este artigo discute questões críticas para subsidiar a implementação deste instrumento de compensação chamado de “Cotas de Reserva Ambiental” (CRA). Examinamos as perspectivas de um mercado de CRA em termos de sua eficácia relativa para a conservação e desenvolvimento, eficiência no uso de recursos e justiça social, bem como potenciais obstáculos para a sua implementação que devem ser superados para que o instrumento opere em escala. A lógica econômica por trás desse instrumento deriva de custos de oportunidade da terra com diferentes rentabilidades em diferentes usos do solo, tornando menos oneroso conservar ou restaurar florestas em áreas com rendimentos agrícolas mais baixos, enquanto mantém a

agricultura em áreas de valor agrícola mais alto. Permitir a compensação através da conservação em outros locais pode potencialmente possibilitar uma produção agrícola mais eficiente e menos fragmentada, bem como a conservação da floresta a menores custos e com menos fragmentação, em comparação com a exigência legal padrão em que cada propriedade tem que manter a vegetação até os limites legais com base nas especificidades desta mesma propriedade.

Mesmo que a inclusão das CRA tenha um grande apelo intuitivo como um meio de alcançar uma maior compatibilidade com a lei a um menor custo, existem controvérsias a respeito dos potenciais resultados esperados da sua implementação. Neste estudo, identificamos questões-chave para a promoção de um mercado para CRA com resultados ambientalmente eficazes, economicamente eficientes e socialmente equitativos. Para isso, revisamos experiências internacionais com instrumentos econômicos semelhantes, bem como estudos brasileiros que simulam os potenciais resultados da CRA. Entrevistas com os principais atores a respeito do instrumento complementam a revisão da literatura. Por fim, apresentamos uma síntese avaliando a contribuição de nossos resultados para a implementação dessa política.

O estudo começa fornecendo uma visão geral dos parâmetros estabelecidos pelo Código Florestal original, e as opções de flexibilização introduzidas pela nova legislação florestal (Lei nº 12.651 / 2012). Embora a permissão da compensação do déficit de reserva legal em outras propriedades com reservas excedentes tenha sido introduzida em modificações anteriores na lei, a medida era raramente aplicada. A aplicação deste mecanismo de flexibilidade foi prejudicada principalmente pela falta de exigência e aplicação do Código Florestal em geral, tornando desnecessário para os

proprietários cumprirem a sua obrigação legal tanto *in loco* como em outros locais. A aplicação do mecanismo de compensação foi igualmente limitada pela restrição no escopo das negociações, uma vez que a lei exigia que as elas fossem feitas entre propriedades localizadas na mesma bacia hidrográfica, reduzindo, assim, as oportunidades de trocas mutuamente benéficas. O novo Código Florestal prevê a criação de um registro ambiental georreferenciado que vai facilitar o monitoramento da regularidade ambiental das propriedades (o Cadastro Ambiental Rural - CAR), para o qual se prevê uma aplicação mais rigorosa da lei. É previsto que planos estatais e plataformas para negociação venham a regular e controlar a compra e venda das reservas excedentes entre proprietários de terras, enquanto as trocas comerciais estão surgindo para fazer funcionar as engrenagens do mecanismo de compensação.

Experiências em outros países, principalmente nos Estados Unidos, com instrumentos econômicos tais como “direitos de desenvolvimento negociáveis” (*Tradable Development Rights* - TDR) e “bancos de conservação” (*conservation banking*) sugerem lições gerais que podem subsidiar o processo de implementação da CRA, já que o mecanismo de CRA pode ser considerado um caso especial de TDR. A literatura sobre TDR geralmente se refere a negociações entre propriedades com áreas “não desenvolvidas” (por exemplo, com florestas excedentes) que constituem as áreas de oferta (ou de “envio”) e propriedades com áreas que procuram comprar os direitos adicionais de desenvolvimento (por exemplo, para déficits de área florestal) referidas como áreas de demanda (ou de “recebimento”). Os proprietários em áreas de demanda compensam aqueles em áreas de oferta, de modo a criar um zoneamento que lhes permita intensificar o desenvolvimento em algumas áreas, e cumprir com as exigências de conservação em outras. O que diferencia o mecanismo das CRA em comparação com os programas genéricos de TDR é o fato de que CRA é apenas um instrumento auxiliar para o cumprimento de déficits históricos, e não permite compensar futuros déficits (de futuros desmatamentos). Outro diferencial do mecanismo de CRA na legislação atual é que as pequenas propriedades (até 4 módulos fiscais) podem contribuir para a oferta de CRA, mas não

contribuirão no lado da demanda, uma vez que o atual CFB as isenta da compensação de déficits anteriores à linha de base de 2008 (considerada como “anistia”).

Nossa revisão da literatura pertinente sugere que os instrumentos de TDR dependem de um ambiente regulatório prévio dentro do qual os direitos de propriedade estejam bem estabelecidos, e no qual as restrições de uso da terra sejam rigorosamente aplicadas. Por isso, as seguintes condições devem ser consideradas para a boa execução da CRA: i) direitos de propriedade seguros para ambas as áreas de oferta e de demanda; ii) robusto monitoramento e efetiva aplicação da lei sobre as áreas de conservação; e iii) custos de transação razoavelmente baixos para o funcionamento do sistema de negociação.

Dentre esses três fatores, os direitos de propriedade da terra (i) seriam o maior obstáculo, especialmente em áreas com demandas históricas de regularização fundiária e disputas sobre a propriedade da terra, como em algumas regiões da Amazônia. A lentidão no progresso do Cadastro Ambiental Rural (CAR), bem como a insegurança da falta de regularização fundiária, colocarão em risco a participação nas CRA principalmente para assentamentos rurais não emancipados, uma vez que tanto o CAR como o título legal da terra são requisitos para a emissão de CRA.

Em segundo lugar, apesar dos progressos recentes, a exigência de um monitoramento da aplicação das restrições ambientais exigidas em lei (ii) é sem dúvida o gargalo mais importante para o funcionamento do sistema CRA em escala nacional: se no passado houve falha na tentativa de exigir a aplicação de forma consistente de um simples sistema baseado em comando e controle, como um sistema sofisticado incluindo o comércio de cotas (que é mais difícil de se monitorar) teria melhor desempenho? Quais são as mudanças administrativas e os investimentos em infraestrutura necessários para permitir que o sistema funcione?; e esses investimentos previstos atualmente são viáveis, em um horizonte temporal realista? Avanços nas tecnologias de sensoriamento remoto têm melhorado cada vez mais a viabilidade do monitoramento, mas eles terão de ser expandidos para os demais biomas além da Amazônia para permitir um sistema de monitoramento verdadeiramente de escala

nacional. Além disso, o aumento de inscrições no CAR é um avanço promissor, que terá de ser acelerado para permitir o monitoramento e o cumprimento de obrigações ao nível de propriedade. Mesmo que as barreiras tecnológicas e de infraestrutura possam ser superadas, a vontade política de se fazer cumprir a lei é uma questão em aberto. Assegurar a transparência das informações sobre o *status* do CAR e da conformidade poderá permitir uma maior participação da sociedade civil no monitoramento e na criação de incentivos para o cumprimento da lei. Em particular, o interesse de empresas privadas em garantir o desmatamento zero ao longo de cadeias de distribuição agrícolas poderia criar uma pressão do setor privado para a conservação da floresta e o cumprimento da legislação, como evidências sugerem que já está ocorrendo em certa medida (por exemplo, Nepstad 2014; Gibbs et al 2015).

Outro conjunto de questões diz respeito à forma de estruturar o mercado para promover um equilíbrio entre a redução dos custos de conformidade e a criação de incentivos para a proteção de florestas e para a restauração florestal. Supondo que um sistema funcional de monitoramento e aplicação de CRA possa ser implementado em um futuro próximo, esse sistema poderia eventualmente ser estruturado de modo a atingir o seu potencial para ampliar a conservação de florestas e a prestação de serviços ambientais? Ou o sistema simplesmente viria a legalizar florestas derrubadas ilegalmente em troca de florestas não ameaçadas, em rincões remotos, sem promover, nas próximas décadas, qualquer real conservação da floresta ou restauração florestal adicional?

Para garantir que a compra de CRA resulte em conservação “adicional” da floresta (ou seja, maior benefício ambiental do que teria ocorrido com o modo atual de desenvolvimento das atividades econômicas), tanto as áreas de oferta como as de demanda deveriam estar sob algum grau de pressão. Por um lado, as áreas de demanda deveriam enfrentar a perspectiva de aplicação da lei contra o uso ilegal da terra através de punições e sanções: sem uma forte fiscalização do cumprimento da legislação florestal é pouco provável que aconteça a negociação (veja acima). No entanto, se as áreas de oferta não enfrentam qualquer risco real de desmatamento, os custos reduzidos de conformidade para os proprietários de terras com déficits florestais em áreas de

demanda e as recompensas financeiras para os proprietários com excedentes em áreas de oferta seriam combinados com uma proteção ambiental incremental potencialmente nula. Nesse cenário de “ar quente”, ambos os tipos de proprietários de terras sairiam ganhando (embora os preços pagos aos remetentes poderiam ser reduzidos para perto de zero). Porém, a conservação ambiental perderia - em comparação com um sistema em que, pelo menos alguns proprietários têm que restaurar florestas para legalizar as suas propriedades, e onde as regras da negociação são estruturadas para incentivar vendas / compras de CRA de áreas com maiores riscos de desmatamento.

Obviamente, o modo como o cenário se desenrolará depende fundamentalmente da concepção do sistema. Experiências com TDR nos Estados Unidos, por exemplo (ver seção 2.1), sugerem que um escopo excessivamente amplo de negociações pode minar os benefícios ambientais locais produzidos pela negociação, bem como reduzir o valor econômico recebido por propriedades de áreas de oferta, devido ao excesso de oferta de direitos de desenvolvimento (ver acima). No Brasil, a legislação permite a negociação em escala de bioma, como p. ex. em todo o bioma amazônico. Esta negociação poderia ultrapassar as fronteiras estaduais, caso fossem definidas áreas prioritárias para essas áreas de oferta externas. Enquanto escopos amplos provavelmente devem maximizar o total de ganhos econômicos obtidos na negociação, um escopo excessivamente amplo trará um excesso de áreas de oferta não ameaçadas, comprometendo os resultados ambientais ao descartar a opção de restauração, tornando mais caras as CRA a partir de áreas florestais sob pressão que acabariam preteridas.

Enquanto um maior escopo de negociação maximiza a liquidez global do mercado e os ganhos econômicos globais, haverá vencedores e perdedores econômicos nos mercados mais restritos. Se a expansão do escopo do mercado resulta em “importações” líquidas de CRA, os preços irão cair, beneficiando os compradores, mas reduzindo os pagamentos aos vendedores e diminuindo os incentivos para conservar as florestas localmente. Por outro lado, se a expansão do escopo do mercado cria “exportações” líquidas de CRA, isso

beneficiará os vendedores pelo aumento da demanda, mas os preços também sobem para os compradores dentro da região pela criação de maior concorrência.

A princípio, um meio de equilibrar as questões ambientais e distributivas atribuídas ao escopo excessivamente amplo para as negociações seria restringir completamente alguns tipos de negociações (por exemplo, dentro das fronteiras estaduais). Uma opção mais focada seria de ponderar a relação entre áreas de oferta prioritárias e não prioritárias, de modo a ajustar o diferencial entre qualidade ambiental e / ou ameaça. Por exemplo, ponderações poderiam ser estabelecidas de modo que áreas de demanda pudessem compensar um hectare de déficit de reserva legal com um hectare de excedente de RL de uma área prioritária, mas precisaria comprar CRA equivalente a dois hectares de RL excedente caso fossem de áreas não prioritárias. No entanto, seria importante preservar a simplicidade relativa (por exemplo, proporção de 2:1 para unidades de conservação e dentro dos estados, e de 1:1 para outras negociações) uma vez que a estruturação de arranjos que exigem ponderação diferencial, combinada com o registro e monitoramento do cumprimento da lei, pode resultar em maiores custos de transação, os quais poderiam colocar em risco o êxito do instrumento por dificultar a sua liquidez. Além disso, no Brasil tais objetivos adicionais poderiam agitar politicamente a resistência de grupos de proprietários de terras que aplaudem a opção da negociação na razão de 1:1 pelos seus potenciais custos reduzidos para o cumprimento da legislação. Programas de TDR pesquisados na literatura, localizados nos Estados Unidos e em outros países (ver seção 2.1), foram mais eficientes quando envolveram operações puras de mercado entre vendedores e compradores, mas tais sistemas são geralmente incapazes de atingir benefícios adicionais de conservação. Para superar isso, em alguns casos, o TDR foi complementado com subprogramas mais focados de Pagamento de Direitos de Desenvolvimento (*Payment for Development Rights*), nos quais as propriedades com maior prioridade ambiental receberam remuneração adicional por unidade de área. Normalmente, o financiamento para tais programas complementares veio do governo e de setores filantrópicos, mas poderia, em princípio, vir também de mercados de carbono e / ou de outros serviços ambientais.

Em que medida as CRA tornam-se efetivas também é uma questão de economia política. Houve um sentimento generalizado entre os produtores rurais em muitas partes do Brasil de que o antigo Código Florestal era irrealisticamente restritivo - muito exigente ambientalmente para ser levado a sério, dessa forma apresentando motivos insuficientemente convincentes para que os proprietários se mantivessem em conformidade com o mesmo. O cumprimento da lei pode se tornar um esforço mais realista para os proprietários rurais se a introdução da “anistia”, junto com as CRA e outras alterações, puder mudar essa percepção geral. Caso este cenário politicamente esperado venha a se concretizar de modo generalizado, ao final poderíamos observar maior conformidade ambiental, com as CRA fazendo parte desta combinação de políticas ambientalmente eficazes. No entanto, não se deve descartar a opção de ocorrer o inverso: uma vez que as restrições legais foram atenuadas e a anistia concedida, isto pode ser visto pelos proprietários de terra como um sinal revelador de que essa situação pode vir a se repetir no futuro, quando a escassez de terras e a pressão política forem suficientemente fortes.

Como potencial objetivo final da política, um sistema de CRA na sua forma atualmente vislumbrada poderia aumentar a equidade nas políticas de uso da terra no Brasil? O novo Código Florestal favorece claramente o interesse dos pequenos agricultores como uma prioridade política; além disso um sistema de CRA favoreceria proprietários de terras que (ativa ou passivamente) conservam mais do que é exigido legalmente. Isso pode ser visto como uma recompensa justa para um comportamento que beneficia a sociedade. No entanto, indicamos que as duas preocupações com a equidade podem vir a obstruir-se mutuamente caso não sejam cuidadosamente equilibradas: enquanto os pequenos agricultores são perdoados pelo não cumprimento da lei no passado (o que reduz a demanda por CRA) e recebem permissão para emitirem CRA para venda (o que aumenta a oferta), o resultado líquido não corrigido provavelmente será um dramático excesso de oferta que forçará para baixo os preços de negociação de CRA, no limiar de zero, ou próximo a isso. Isso basicamente cancela qualquer justa recompensa planejada para os proprietários de terras conservacionistas *de facto* (ver simulações apresentadas na seção 3).

Em conclusão, encontramos importantes *trade-offs* entre os objetivos econômicos e ambientais relacionados com as CRA. O mecanismo de CRA serve principalmente para produzir ganhos de eficiência econômica ao reduzir os custos de conformidade ambiental em resposta à legislação de comando e controle. No entanto poderiam ser consideradas algumas restrições no escopo das negociações, outras regulamentações (por exemplo, a ponderação diferencial das áreas de oferta, de acordo com as diferenças nas pressões de desmatamento), bem como intervenções complementares (em particular, recompensas positivas complementares para a conservação). De qualquer forma, algumas modificações têm de ser aplicadas a fim de criar uma adequada combinação de políticas onde o mecanismo de TDR não reduza os custos de conformidade ao mesmo tempo em que simplesmente enfraquece as metas ambientais compensando o descumprimento da lei no passado com “ar quente” e oferecendo recompensas mínimas para os proprietários de terras que realmente protegeram e restauraram as florestas.

Por fim, também identificamos questões adicionais que permeiam o debate e que não foram abordadas no presente estudo, e que são, portanto, direcionadas para futuras pesquisas:

1. Dada a flexibilidade dos governos estaduais para regulamentar as negociações dentro das diretrizes federais, em que medida esses governos poderiam restringir geograficamente o escopo do mercado para garantir a demanda adequada para a proteção das florestas e a restauração dentro de determinadas áreas de demanda?
2. No caso de áreas que possuem maior prioridade para a conservação, tais como cabeceiras de rios ou corredores ecológicos, como elas podem ser ponderadas de modo a manter um maior valor de mercado e atrair mais investimentos?
3. Em um mercado de CRA, como deve ser considerada a situação das terras privadas que já estão legalmente protegidas em unidades de conservação, para as quais ainda há carência de fundos para compensar os proprietários originais pela sua inclusão na UC?
4. Como os custos de transação associados ao funcionamento do instrumento podem ser reduzidos, assegurando ao mesmo tempo o necessário cumprimento das restrições gerais da legislação florestal?
5. Quais medidas adicionais podem ser necessárias para assegurar que os pequenos agricultores se beneficiem das negociações de CRA?
6. A servidão sobre áreas de oferta deveria ter duração permanente, ou servidões temporárias poderiam ser mais atraentes para os proprietários?
7. Qual o nível de controle e monitoramento (por exemplo, sanções em caso de não cumprimento) seria necessário para garantir o mercado, e como uma maior transparência e engajamento da sociedade civil poderia apoiar esse processo? Quais responsabilidades e mecanismos de aplicação existem para casos em que as CRA são vendidas a partir de áreas que vierem a ser desmatadas ilegalmente?
8. Quais instrumentos complementares poderiam aprimorar a eficácia das CRA - maior exigência sobre o cumprimento da lei ou programas de incentivos positivos adicionais para a conservação ou restauração?

1 Enquadramento jurídico no Brasil

Os requisitos legais que regem o uso da terra no Brasil são encontrados a partir de 1930, enquanto que o Código Florestal (CFB) foi promulgado pela primeira vez em 1965 (Lei nº 4.771 / 65). Em sua primeira versão, o CFB tinha como objetivo proteger as reservas florestais em áreas de assentamento humano, de modo a garantir o abastecimento de madeira e lenha para satisfazer as necessidades locais. Em formulações posteriores, a lei adquiriu uma conotação mais voltada à proteção ambiental, proporcionando meios para assegurar as exigências da Constituição Federal sobre a função social da terra (CFB, Art. No. 186). O CFB determinou que cada propriedade mantenha parte de sua área total com florestas, com a cota necessária diferenciada de acordo com os principais biomas do país (Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga e Pampa)¹. A área de florestas a ser mantida é denominada de “Reserva Legal” (RL). A lei também exige que as áreas de matas ciliares, encostas íngremes e topos de morros sejam mantidas como “Áreas de Preservação Permanente” (APP). Todas essas áreas foram isentas do Imposto Territorial Rural (ITR), embora geralmente os baixos valores do imposto, até agora, tenham tornado a isenção fiscal um incentivo mínimo para que os proprietários conservem as RLs e APPs.

Desde a sua aprovação inicial o CFB sofreu alterações substanciais, mas o princípio fundamental de que cada propriedade deve proteger a sua cota de vegetação nativa como RL permanece. Em 1997, em resposta à preocupação global com o aumento do desmatamento, a RL nas áreas florestais da Amazônia foi elevada de

50% para 80% por meio de medida provisória (MP No.1.605-18, de 11 de dezembro de 1997). A Reserva Legal foi posteriormente mantida nesse nível através da renovação sucessiva de medidas provisórias do executivo. Essa foi uma medida impopular entre os proprietários de terras, vista como contradizendo os direitos adquiridos de uso da terra, e assim, o CFB raramente foi observado, não só na Amazônia, mas no país como um todo (Sparovek et al., 2012). Os proprietários de terras preferiram acumular passivos ou multas ao invés de agir para restaurar as RL desmatadas ou degradadas, mesmo quando a lei ofereceu um horizonte de tempo aparentemente infinito (30 anos) para o seu cumprimento. A falta de tecnologia ou insumos para a restauração, os custos de oportunidade e a ausência de aplicação rigorosa do CFB contribuíram para o seu descumprimento. As ações de fiscalização para reduzir o desmatamento foram dramaticamente ampliadas na segunda metade da década passada, ajudando a alcançar uma redução de 75% nas taxas de desmatamento na Amazônia (para uma revisão sobre o assunto, ver Nepstad et al. 2014). Porém, a reação ruralista frente às rigorosas medidas adotadas levou à insistência para mudar o CFB (Soares-Filho et al., 2014).

Em 2012, depois de mais de uma década de resistência e de não cumprimento da lei por interesses do agronegócio, a demanda ruralista para fazer recuar a regulamentação sobre o uso da terra sob o CFB prevaleceu parcialmente. No entanto, importantes proteções ambientais foram mantidas e novos mecanismos foram introduzidos, o que potencialmente poderia induzir ao maior cumprimento da lei. A nova legislação brasileira de uso do solo (Lei nº 12.651 / 2012) mantém as mesmas exigências de reservas proporcionais como na legislação anterior, mas concedeu uma anistia geral nas propriedades privadas com até quatro “módulos fiscais”, para todos os desmatamentos

¹ Nas áreas florestais da Amazônia Legal, inicialmente era necessário que os proprietários de terras protegessem 50% da floresta remanescente em suas propriedades, enquanto que nas áreas de Cerrado na Amazônia Legal esta proporção foi reduzida para 35%. Nas demais áreas do país era exigida a proteção de 20%.

ilegais realizados antes de 22 de julho de 2008 (artigo 67)². Todas as propriedades - pequenas e grandes - também foram isentas de multas associadas ao desmatamento ilegal até esta mesma data. No entanto, foi mantida a exigência de que, para as propriedades maiores do que quatro módulos fiscais, os déficits históricos devem ser corrigidos ou “regularizados” no futuro.

De acordo com estimativas de Soares-Filho (2013), das cerca de 5 milhões de fazendas brasileiras, 92% têm área de até quatro módulos fiscais, embora estas representem apenas 30% da área total. O artigo 67 do CFB 2012 reduziu o passivo de RL em cerca 17Mha, principalmente nas propriedades com menos de quatro módulos fiscais, onde não é mais necessário compensar os déficits de RL incorridos antes de 22 de julho de 2008. No total, a nova legislação florestal reduziu a área estimada com déficit de RL em 58%, de 50 ± 6 a $21 \pm 0,6$ Mha. Ao mesmo tempo, a nova lei reduziu as APPs pela redefinição de sua largura mínima a partir das margens de cursos de água, e pela exclusão da exigência de que a vegetação nativa deve ser mantida no topo dos morros, respondendo por outra redução na área de proteção exigida, estimada em 6Mha.

Em um esforço para neutralizar as dificuldades anteriores para o seu cumprimento, a nova legislação criou o Cadastro Ambiental Rural (CAR), que exige que todos os proprietários ou “posseiros”³ de propriedades rurais registrem suas

2 O módulo fiscal é definido pela área de terra conceitualmente necessária para suprir as necessidades básicas de uma família rural. Na região amazônica, na maioria dos municípios esse módulo varia entre 60 e 100 ha, de modo que quatro módulos fiscais equivalem a até 400 ha. Isso não é exatamente uma pequena propriedade, mas marginal em escala para todos, com exceção dos empreendimentos mais intensivos do agronegócio. Essa isenção foi adotada para favorecer os interesses dos pequenos agricultores, mas também poderia servir como um meio para disfarçar o passivo das propriedades maiores, via agregação de títulos. Tais propriedades poderiam conceivelmente serem divididas em unidades menores com títulos de até quatro módulos, enquanto operam a uma escala maior. O esclarecimento desse aspecto, por decreto em maio 2014, determinou que estabelecimentos rurais como um todo estariam sujeitos à regulamentação, e não propriedades tituladas individualmente.

3 Dado que a regularização de títulos é um processo complexo no Brasil, muitos produtores rurais não possuem escritura formal das terras que ocupam, sendo classificados como “posseiros”.

terras no órgão ambiental estadual, delineando a RL e a APP georreferenciadas em imagens de satélite. Os proprietários ou “posseiros” de propriedades com déficit de RL, então, são responsáveis por determinar o modo como eles planejam cumprir a legislação ambiental, para servir de base para o monitoramento do cumprimento. Para fins de conformidade ambiental, o CAR, a RL e outras exigências do Código Florestal se aplicam a todas as propriedades rurais (e podem ser referidos como critérios para concessão de empréstimos por fontes de crédito ou como critérios de aquisição por frigoríficos ou outros compradores privados de *commodities* agrícolas). Embora o CAR seja obrigatório para todos os tipos de propriedade, a emissão de CRA é aberta apenas aos proprietários de terras tituladas. O CAR teve sua origem em instrumentos de licenciamento adotados nos estados de Mato Grosso e Pará, na Amazônia brasileira, como ferramenta para o cumprimento do CFB. Estes sistemas estaduais mostraram-se promissores como meios para legitimar procedimentos de licenciamento e monitoramento remoto, embora eles não tenham reduzido significativamente o desmatamento (Azevedo, 2009; Pires, 2013). Como resultado da experiência com esses sistemas experimentais, o cadastramento foi adotado em todo o país como um elemento central da nova legislação florestal, que também acrescentou outros instrumentos para amarrar o CAR a ações específicas dos proprietários de terras para cumprimento das exigências legais da RL e APP.

Apesar da redução significativa dos passivos florestais, tem crescido o debate sobre a capacidade dos proprietários de terra de cumprir em as exigências legais para destinar áreas de produção para conservação em terras privadas. Portanto, os proprietários de terra esperavam que o governo estabelecesse novos mecanismos para reduzir ainda mais os custos de cumprimento da lei. Assim, a nova legislação florestal procurou estimular uma maior conformidade através de mecanismos de flexibilidade, ao mesmo tempo em que isenta as pequenas propriedades dessas exigências.

Um desses mecanismos de flexibilidade, incluído na lei de 2012, é a possibilidade de os proprietários de terras “compensarem” eventuais déficits de RL gerados em uma propriedade antes de 22 de julho de 2008 com excedentes de RL de outras propriedades, um procedimento já permitido pela Medida Provisória 2.166-67, de 2001. Esta

compensação poderia ser feita diretamente pela compra de servidões florestais permanentes ou temporárias em uma outra propriedade para compensar o déficit, ou através da aquisição das chamadas Cotas de Reserva Ambiental (CRA). O sistema de CRA permitiria que proprietários de terras dentro do mesmo bioma negociassem reservas excedentes entre si. Tal instrumento foi incluído no CFB anterior, sob o nome de “Cotas de Reserva Florestal”. No entanto, a sua implementação foi extremamente limitada, entre outros fatores, porque só foram permitidas compensações dentro da mesma bacia hidrográfica, o que restringiu severamente as possibilidades de negociação. De nosso conhecimento, os resultados globais do sistema de cotas no CFB anterior não foram avaliados.⁴ Uma vez que havia pouca ameaça real e tangível de uma aplicação consistente das restrições do antigo CFB, poucos produtores estavam dispostos a restaurar suas propriedades ou a compensar seus passivos com ativos de conformidade ambiental de baixo custo, disponíveis em propriedades em outras localidades.

Sob a nova legislação florestal, o superávit legalmente “desmatável” é a área de floresta acima das exigências da RL (fixados entre 20% a 80%, de acordo com o bioma), que o proprietário do imóvel pode derrubar legalmente. Na região amazônica, algumas áreas tiveram suas exigências de RL reduzidas de 80% para 50%, devido à promulgação do zoneamento ecológico-econômico. Tais propriedades são habilitadas a emitir CRA a partir da área entre 50% e 80%. Os proprietários de terras em propriedades com até quatro módulos fiscais com déficit de florestas gerados antes de 22 de julho de 2008 foram desonerados da obrigação de recuperar a floresta ou compensar esses déficits. No entanto, esses pequenos agricultores que tinham desmatado mais do que o limite legal na época, mas ainda têm áreas de florestas remanescentes em qualquer

parte de suas propriedades, não podem desmatar legalmente essas áreas remanescentes no futuro. Porém, os pequenos agricultores estão autorizados a emitir CRA em até 100% das florestas remanescentes (fora de APPs). No entanto, a partir de 22 de julho de 2008, todas as propriedades privadas, grandes ou pequenas, estão vinculadas às percentagens de reserva legal em seus respectivos biomas. Além disso, a partir dessa data em diante, todos os proprietários de terras que reduzirem a vegetação nativa para além dos limites legais são obrigados a retornar para a legalidade pela restauração dessas áreas, sem possibilidade de compensá-las comprando CRA. Assim, as CRA são apenas um instrumento para auxiliar o cumprimento de déficits históricos (e não de futuros), e os pequenos agricultores podem contribuir para a oferta de CRA, mas não contribuirão para a demanda por CRA sob o atual CFB.

O registro ambiental pelo CAR, estabelecido através da nova legislação florestal brasileira, junto com a exigência para o desenvolvimento de um programa estadual de regularização ambiental (PRA), define o quadro no qual se espera que o esquema de CRA opere. O Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), um sistema georreferenciado baseado na internet, foi desenvolvido pelo Ministério do Meio Ambiente e replicado pelos estados. O sistema permitirá o cadastro de mais de 5 milhões de propriedades rurais, melhorando a transparência e fornecendo um caminho para a conformidade ambiental. O sistema é operado on-line e calcula automaticamente os passivos legais, bastando simplesmente carregar os limites georreferenciados das propriedades e demarcando os corpos d'água e remanescentes florestais. Espera-se que esta ferramenta automatizada facilite a demarcação de áreas potencialmente negociáveis e a identificação de mudanças no uso da terra, reduzindo assim os custos de monitoramento e cumprimento da lei. Espera-se que, assim, o SICAR também facilite o mercado para CRA. Embora ainda existam inúmeras incertezas sobre os procedimentos de registro para títulos de CRA, um decreto federal (Decreto nº 7.803 / 2012) e um instrumento normativo do Ministério do Meio Ambiente (Instrução Normativa nº 2, de 5 de maio de 2014) esclareceram alguns procedimentos. Alguns estados já aprovaram legislação complementar para a implementação desse

⁴ Muitos poucos proprietários de terras trouxeram suas propriedades para a legalidade através de compensação em outras propriedades; por exemplo, entre 1999 e 2007, apenas cinco desses pedidos foram processados pelo órgão ambiental do Mato Grosso (Azevedo, 2009). O Estado do Mato Grosso também tentou estabelecer um fundo para o qual os proprietários de terras poderiam contribuir como compensação pelo desmatamento excessivo das áreas florestais. O fundo, então, seria utilizado para custear as despesas de regularização de propriedades privadas em áreas protegidas. Contudo, o Ministério do Meio Ambiente rejeitou a criação desse fundo (Ibid.: p 267).

estatuto, incluindo os procedimentos para registro e negociações.⁵ No entanto, há uma questão-chave sobre a temporalidade: quando este cadastro de propriedade estaria suficientemente avançado para servir como um instrumento (pré-condicionado) para implementação das CRA em grande escala? A velocidade de implementação do CAR é muito desigual entre os estados, especialmente em algumas potenciais áreas de oferta da Amazônia, onde a posse da terra não é clara e provavelmente vai inibir a participação nas CRA - da mesma forma que inibe a implementação de outros instrumentos de gestão territorial baseados em áreas, tal como os pagamentos por serviços ambientais (PSA) (Börner et al. 2010).

1.1 Potenciais benefícios das CRA

Instrumentos econômicos como as CRA exigem que determinadas pré-condições sejam alcançadas a fim de funcionarem de forma eficaz. A posse segura e bem demarcada da terra (regularização fundiária) é uma delas. Mas talvez a questão mais importante para a implementação generalizada das CRA é se o nível de fiscalização do uso da terra e do cumprimento com a RL - que estimula diretamente os incentivos para CRA - e, conseqüentemente, as oportunidades para as negociações, serão realmente suficientes para estimular um mercado.

Restrições geográficas sobre transações (ou a falta delas) serão um aspecto crucial da eficácia deste instrumento. Na maior parte das regiões da Amazônia e do Cerrado, por exemplo, ainda há uma grande quantidade de floresta intacta, maior do que as restrições incorporadas na legislação florestal. Grande parte dessa área florestal, especialmente em áreas menos acessíveis, pode não estar sob ameaça iminente de ser desmatada. Isto tem o potencial para criar o que alguns chamam de “ar quente” no mercado potencial de CRA, o que significa que os proprietários poderiam compensar seu passivo de RL através da compra de CRA de terras que, embora legalmente desmatáveis, na prática não estão ameaçadas de vir a sofrer desmatamento. Tal “ar quente” também vai aumentar a oferta e, portanto, o preço das CRA

vai diminuir - na pior das hipóteses, praticamente a zero. Desta forma, esse “ar quente” vai conseguir esvaziar tanto o valor potencial de mercado quanto a eficácia ecológica do mecanismo de CRA (Soares-Filho et al., 2014).

O novo CFB estipula que as CRA também podem ser emitidas para regularizar propriedades privadas em “Unidades de Conservação” (UC) passíveis de regularização fundiária. Os proprietários de terras privadas no interior de áreas que o governo designou como UC, em teoria, deveriam receber uma compensação pela sua perda, mas este tipo de processo tem enfrentado morosidade para ser concluído. O potencial para vender CRA destas terras poderia gerar receitas que permitiriam que o governo liquidasse seus débitos relacionados com estas terras e regularizasse a integração a unidades de conservação. Embora potencialmente útil para reforçar o estado de conservação dessas áreas protegidas e, portanto, benéfica para a conservação da biodiversidade no longo prazo, a possibilidade de emissão de CRA dentro de áreas protegidas como UC aumentaria mais ainda o escopo das negociações, e, assim, colocaria pressão sobre o valor de mercado das cotas de reserva.

Por outro lado, se fôssemos considerar como único objetivo alcançar baixos custos de regularização ambiental para proprietários de terras com passivos de RL, o aumento da oferta de excedentes florestais seria bem-vindo. Deste modo, o objetivo de redução de custos de regularização das CRA apresenta importantes *trade-offs* com os objetivos de conservação, se estes não estiverem claramente definidos. A questão crucial para a formulação de políticas nacionais pode, assim, alcançar um adequado equilíbrio entre a oferta e a procura de cotas, de modo que a compensação possa se tornar parte da solução para alcançar as metas de conservação e os objetivos de redução de custos de forma integrada.

Outro aspecto crítico do instrumento das CRA é a complexidade institucional das regras para o registro de terras disponíveis para a negociação, o que poderia adicionar múltiplas camadas de custos de transação e facilmente sufocar o instrumento. No entanto, a intenção do governo é de introduzir um incentivo para facilitar o cumprimento da nova legislação, e, embora as CRA não tragam ganho monetário líquido para os proprietários de terras em conjunto (as transações entre áreas

5 O estado do Mato Grosso do Sul aprovou recentemente um decreto que regulamenta a nova legislação florestal, estabelecendo as bases para a criação de títulos para permitir as negociações de CRA (BVRio, 2014).



Figura 1: Funções hipotéticas de TDR no contexto da legislação florestal brasileira.

Fonte: Kenneth Chomitz (comunicação pessoal, com base em Chomitz, 2004 e Chomitz et al., 2005).

de oferta e de “recebimento” de CRA apresentam saldo líquido igual a zero), ela representa uma oportunidade através da redução dos custos de regularização para aqueles em situação de déficit e fornece incentivos positivos para aqueles que conservaram além do exigido - seja por intenção deliberada ou por inação. No entanto, para que

as CRA possam servir como um estímulo mais forte para a conservação, pode ser necessário complementá-la com outros incentivos (crédito, PSA, etc.). Em teoria o mecanismo de CRA serve para produzir ganhos de eficiência econômica, ao reduzir os custos de regularização enquanto simultaneamente atinge um nível fixo de benefícios

ambientais. No entanto, para que isso funcione na prática, certas restrições de negociações de vem ser implementadas para evitar que o mecanismo alcance o benefício de redução de custos com um ônus elevado, ao enfraquecer os resultados de conservação ambiental. Intervenções adicionais também poderão ser necessárias se o objetivo for aumentar a participação e os benefícios para os pequenos agricultores, que de outra forma terão dificuldades em acessar o mercado, apesar das provisões especiais dispensadas a eles no novo Código Florestal.

A seguir, descrevemos as origens do mecanismo de CRA, e as suas raízes na família de instrumentos de direitos de desenvolvimento negociáveis (TDR). Tais instrumentos de TDR foram

amplamente adotados pelos governos locais nos Estados Unidos e em outros países. Neste contexto, são descritas lições gerais que se aplicam universalmente a este tipo de instrumento, que podem ser adequadamente aplicadas no contexto brasileiro. Então, resenhamos a recente literatura pertinente focada no funcionamento potencial de instrumentos similares ao de CRA no Brasil, no que diz respeito à sua eficácia relativa para a conservação e desenvolvimento, à eficiência no uso de recursos e de justiça social, bem como as possíveis barreiras para sua implementação, que terão de ser superadas para operar em uma escala adequada e a um custo razoável. A Figura 1, abaixo, apresenta o conceito de compensação de RL em termos hipotéticos, aplicável ao cenário brasileiro (Chomitz, 2004).

2 Experiências de TDR na gestão do uso da terra

2.1 Origem dos TDRs como instrumento de desenvolvimento urbano

As CRA são frequentemente associadas a exemplos de experiências internacionais de direitos de desenvolvimento negociáveis (TDR), (às vezes também conhecidos como “direitos de transferência de desenvolvimento”). Os TDRs surgiram como um meio para preservar monumentos históricos e terras agrícolas de alta qualidade em cidades e subúrbios dos Estados Unidos. A primeira experiência foi a da criação da noção de “direitos de ar” negociáveis, na cidade de Nova Iorque, pelas disposições do zoneamento de 1911. Nesse instrumento, os proprietários que queriam aumentar a altura dos edifícios além de uma certa altura estabelecida como padrão foram autorizados a adquirir direitos de desenvolvimento de monumentos históricos, igrejas e outras propriedades, compensando os donos dessas propriedades por restrições de uso que evitavam a sua conversão em arranha-céus. O valor dos direitos de ar tem aumentado substancialmente, acompanhando o valor de imóveis em Nova Iorque, e alcançou um preço médio de cerca de US\$ 200 / pé quadrado (US\$ 2.150 / m²) durante a maior parte da última década, apesar da última crise financeira (Morris, 2014).

De acordo com a ampla legislação municipal que os permitiu, promulgada no final dos anos 1960s:

“O objetivo da provisão de direitos de transferência de desenvolvimento deve ser o de proteger as qualidades naturais, paisagísticas ou agrícolas de terras abertas, ou para melhorar locais e áreas de caráter especial, interesse ou valor histórico, cultural, estético ou econômico especial e permitir e incentivar a flexibilidade do desenho e da gestão cuidadosa das terras em reconhecimento

da terra como um recurso natural básico e valioso
“(Lei Geral da Cidade § 20-f(2), citado por Cuomo & Perales, 2011).

De particular interesse para a criação de instrumentos financeiros é a separação dos direitos de propriedade sobre o solo dos direitos de desenvolvimento, o que permitiu que os direitos de ar fossem vendidos ou salvos (“depositados”) de forma independente, como uma base para o planejamento e gestão do uso da terra em Nova Iorque e em outras áreas.⁶ Com efeito, os títulos dos direitos de ar ou de desenvolvimento tornaram-se uma propriedade negociável isolada, enquanto que a terra na qual eles estavam localizados podia ser transacionada separadamente, mantendo o conjunto de restrições e direitos de uso pré-existentes atribuídos à propriedade como uma servidão permanente.

Num exercício de tradução para o caso da legislação florestal brasileira, isso tornaria as CRA uma propriedade transacionada separadamente, passível de ser usada pelo mesmo proprietário de terras ou por outro para expandir a área produtiva além das restrições da legislação em áreas designadas por lei ou regulamento (por exemplo, dentro do mesmo estado e / ou bioma).

Na formulação dos TDR, as áreas com uso da terra restrito para fins de conservação, servindo por esse meio como base para a geração de direitos negociáveis, são denominadas áreas de oferta (lado da oferta), enquanto que aquelas que obtêm

⁶ Inicialmente essa separação em si estava ligada a decisões judiciais, as quais vieram a permitir a locação ou a venda de direitos do ar separados daqueles da terra, começando essa venda de direitos do ar sobre a área ocupada pela *Grand Central Station* em Nova Iorque (Wright, R. 1968. *The Law of Airspace*. Indianapolis: Bobbs-Merrill).

direitos para expandir o uso da terra são chamadas de áreas de demanda ("recebimento"). Áreas de oferta tipicamente são reservas naturais, cabeceiras de bacias hidrográficas, áreas ambientalmente sensíveis, trilhas e outros recursos históricos, recreativos e culturais, bem como espaços abertos com aptidão agrícola e valor de uso econômico mais baixos. Áreas de demanda, na maioria dos países que adotaram esse instrumento, são principalmente os projetos de desenvolvimento residencial ou comercial que buscam permissão para aumentar a sua densidade ou extensão. Tal abordagem vem sendo amplamente utilizada tanto nos países desenvolvidos e como naqueles em desenvolvimento, onde o espaço aberto e terras agrícolas periurbanas são objeto de especulação e desenvolvimento "aos saltos."^{7 8} No entanto, nos últimos anos, os TDR também começaram a ser adaptados para o manejo mais amplo da paisagem (Johnston e Madison, 1997).

É importante distinguir entre os sistemas de TDR operando com zonas de transferências únicas e zonas duplas. Em geral, os casos descritos têm duas zonas separadas (oferta e demanda), onde as restrições de uso são diferenciadas, servindo assim como base para a negociação. No esquema de uma única zona, as negociações ocorrem em uma base equivalente entre proprietários de terras dentro do mesmo contexto de restrição, muito similar à concessão de licenças de pesca ou autorizações de poluição aplicáveis à mesma região geográfica. Os direitos são alocados de acordo com uma licença para usar a propriedade segundo às exigências legais. Dadas as diferenças na fertilidade da terra e outras características, os custos de oportunidade são

7 Os sistemas de TDR são comuns, por exemplo, no Canadá, Austrália, México e Índia. Na China, "curiosamente, as práticas de transferência e negociação de direitos de desenvolvimento da terra (LDR) têm crescido na última década. Como uma reação às limitações impostas pelo sistema estatal chinês de planejamento de uso da terra sobre o desenvolvimento urbano e industrial local, algumas províncias costeiras do país têm levado a cabo uma série de reformas inovadoras na área de transferência e comércio de LDR" (Wang et al., 2009).

8 Nota do tradutor: o conceito de desenvolvimento aos saltos (*leapfrog development*) vem sendo usado no contexto do crescimento sustentável dos países em desenvolvimento explicitando, basicamente, a substituição de tecnologias e indústrias menos eficientes, mais caras ou mais poluentes por outras, mais avançadas, mais limpas e eficientes, evitando assim fases prejudiciais ao ambiente, ao não seguir a trajetória de desenvolvimento pela qual já passaram os países industrializados.

diferentes. Assim, os proprietários podem desejar expandir seus direitos de uso comprando-os de outros usuários da terra que concordam em manter áreas de conservação intactas. Esse tipo de sistema é adequado para a conservação de uma quantidade mínima de florestas entre muitos usuários, como bem ilustrado na abordagem descrita na Figura 1, em que uma meta de conservação global (por exemplo, a conservação de 20% da área total da propriedade) é definida em uma base geográfica e é permitida a negociação entre as propriedades para se alcançar esse objetivo global.

Por outro lado, um regime de TDR de zona dupla é mais apropriado para alcançar objetivos específicos de conservação, como a proteção de determinados blocos contíguos de habitat, dentro de uma área geográfica específica (Johnston and Madison, 1997). Uma comparação resumida dos dois tipos de sistemas de TDR é apresentada na Figura 2, abaixo. O instrumento brasileiro de CRA assemelha-se mais claramente à um sistema de zona única, sem clara determinação das áreas de oferta, e, portanto, a sua eficácia para atingir alguns objetivos particulares de conservação pode ser limitada, exigindo, assim, a adoção de instrumentos complementares para reforçar e direcionar ações para os objetivos de conservação.

O Brasil poderia considerar a opção de usar uma estratégia de zona dupla como um meio de reforçar os benefícios para conservação derivados da negociação de direitos de desenvolvimento de áreas prioritárias. Para isso, estabeleceria diferentes pesos para situações distintas, ao invés de empregar o mesmo peso para cada hectare em ambas as propriedades de oferta e de demanda.⁹ Por exemplo, os formuladores de políticas poderiam incentivar mais ou menos compras de CRA em unidades de conservação ou em áreas no mesmo bioma em outros estados, dependendo da existência, ou não, de suficiente demanda e oferta no mesmo estado para alcançar os objetivos de conservação a um custo razoável.

O valor dos direitos de desenvolvimento varia, mas pode ser definido como a diferença entre o uso agrícola ou de conservação (dependendo de qual opção de uso da terra é favorecida) e o valor

9 A nova legislação florestal indica que as compensações devem ser direcionadas para corredores florestais contíguos e outras áreas prioritárias, mas a própria lei não fornece medidas específicas para alcançar este objetivo.

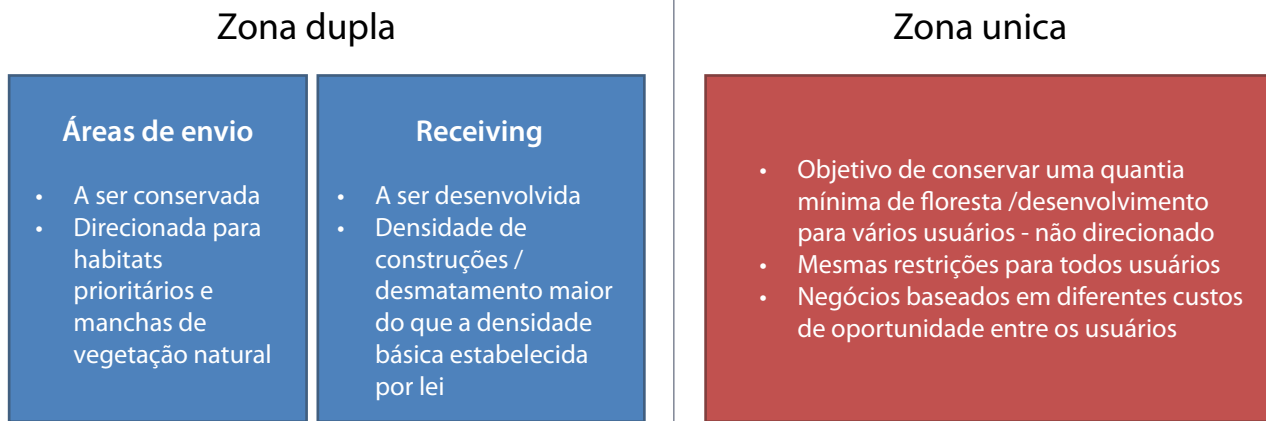


Figura 2. Comparação dos regimes de TDR de zonas simples e dual e suas respectivas vantagens.

total do desenvolvimento. Os valores de direitos de desenvolvimento no âmbito da maioria dos esquemas revisados são objeto de avaliação externa.

Devido à falta de demanda imediata por direitos de densidade adicionais em alguns contextos, as leis preveem agora a criação de uma “poupança” de direitos de desenvolvimento por uma autoridade municipal, para uso em oportunidades futuras. Com efeito, ao invés de ter que assegurar a disponibilidade simultânea de um comprador e de um vendedor de TDR, a conservação das áreas de oferta pode ser compensada, no primeiro exemplo, pela utilização de fundos públicos ou doações, garantindo assim a sua proteção - enquanto os direitos de desenvolvimento são “armazenados” para futura comercialização quando um empreendedor precisar de mais direitos de densidade. O valor dos direitos negociáveis pode, desse modo, ser melhorado pelo aumento artificial de sua escassez através da compra pública ou sem fins lucrativos e sua retirada do mercado, ou pela utilização de tais direitos para criar servidões de conservação em um momento futuro.¹⁰

¹⁰ O Serviço de Conservação de Recursos Naturais do USDA (*USDA Natural Resource Conservation Service*) provê financiamento no âmbito do seu Programa de Servidão Agrícola e de Conservação (ACEP), para 50-75% da aquisição de servidão em áreas a serem desejavelmente mantidas como terras agricultáveis, pastagens, florestas não protegidas e zonas úmidas (as zonas úmidas podem incluir áreas passíveis de serem viavelmente restauradas para o seu *status* como tal). Para inscrever a terra através de servidões de terras agrícolas, o NRCS elabora acordos de cooperação com os parceiros elegíveis, incluindo organizações sem fins lucrativos. Cada servidão é obrigada a ter um plano de servidão de terras agrícolas que promova a viabilidade da terra no longo prazo. Ver: <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/ky/programs/easements/acep/>.

Tais intervenções adicionais podem ser um complemento útil para o mercado privado de CRA no Brasil, como discutiremos mais adiante.

Programas voluntários permitem que os proprietários escolham entre desenvolver as suas propriedades ou vender os direitos de desenvolvimento. Outro mecanismo utilizado em alguns casos é o de proibir o uso de direitos de desenvolvimento em áreas de oferta pelo aumento das restrições de zoneamento, exigindo que os proprietários vendam aqueles direitos para áreas de demanda designadas, se quiserem obter receitas adicionais a partir de suas propriedades. Em todos os casos, os TDRs são criados no contexto da prévia avaliação de impacto ambiental e do ordenamento do território, em relação à definição das áreas desejáveis para a conservação e para intensificação de uso (Kaplowitz et al., 2008). É importante notar que no Brasil, ao contrário de outros casos de TDRs que foram formulados em uma escala muito menor, as CRA não se beneficiam de uma avaliação ambiental prévia à definição de critérios para melhorar a sua potencial efetividade.

Os TDR têm sido usados para proteger terras agrícolas de alta qualidade e ecossistemas em todo os Estados Unidos. Os programas de TDR têm contribuído para a preservação de mais de 400.000 acres (162 mil ha) de terra, cujo desenvolvimento foi restringido através desse tipo de negociação e pelo zoneamento e servidões associadas, e agora são usados em mais de 200 cidades e municípios em todo o país (NJ Future, 2010). Vinte e três estados foram identificados como jurisdições autorizadas a usar o TDR para implementar objetivos de uso da terra. Os maiores programas de TDR nos

Estados Unidos incluem Puget Sound, Washington (ao redor de Seattle); Montgomery County, Maryland (e outros subúrbios de Washington, DC, em Maryland); a área do Lake Tahoe, na Califórnia, bem como as Pinelands de New Jersey e o pioneiro Pine Barrens, em Long Island.

Um aspecto interessante do TDR das Pinelands de New Jersey (NJ) (ver anexo 1) é que ele permitiu que as comunidades alocassem o crescimento residencial em zonas ambientalmente menos sensíveis abaixo de um limite total de unidades habitacionais (176 mil), que foi considerado como sendo a capacidade de carga da região, preservando, assim, zonas úmidas em risco e os recursos das áreas montanhosas. Outra característica de interesse é o recurso quase que exclusivo às negociações de créditos no mercado, ao invés de depender de um Banco de Crédito, que realizou apenas dois leilões públicos desde a sua criação, e paga apenas 80% do preço de mercado para créditos para evitar minar o mercado aberto. No entanto, o Banco de Crédito permaneceu responsável pela certificação das transações e propriedades no interesse público.

2.1.1 Lições aprendidas com “bancos de conservação”

Nos Estados Unidos, outra grande aplicação de TDRs para conservação¹¹ tem sido a criação de “bancos de conservação”. Os bancos de conservação foram desenvolvidos como uma alternativa ao pagamento das taxas tradicionais que exigiam, geralmente, que os empreendedores que impactassem negativamente um habitat ou espécie depositassem uma quantia designada em um fundo de apoio para atividades de pesquisa ou de conservação (Jakle, 2013). Bancos de conservação, ao contrário, são estoques de terras para conservação que permitem aos empreendedores comprar créditos de terras preservadas com elevado valor de conservação, como um meio para compensar as perdas de habitats em um local de desenvolvimento. Os principais tipos de bancos de conservação envolvem ações voltadas para a mitigação de zonas úmidas e para o habitat de espécies ameaçadas de extinção.

11 Bancos de mitigação e conservação se assemelham mais a *obrigações* transferíveis de desenvolvimento do que a direitos transferíveis de desenvolvimento, uma vez que são exigências que um proprietário de terras deve cumprir para obter o direito de desenvolver (Solimar Research Group, 2003).

O conceito de “bancos” de terras para a conservação e compensação primeiro ganhou impulso com os bancos de mitigação das zonas úmidas na década de 1970, que em seguida se espalharam por todo os EUA¹², que foram bem regulamentados na década de 1990 (Santos et al., 2011). A base jurídica para os bancos de mitigação das zonas úmidas surgiu a partir da Seção 404 da Lei da Água Limpa (*Clean Water Act*), que exige a mitigação compensatória para os impactos inevitáveis sobre áreas úmidas, córregos, ou outros recursos aquáticos (US EPA, 2014). A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (US EPA, 2014) define áreas contidas num banco de mitigação como “zona úmida, córrego, ou outra área de recursos aquáticos que foi restaurada, estabelecida, melhorada ou (em certas circunstâncias) preservada, com a finalidade de proporcionar uma compensação por impactos inevitáveis sobre recursos aquáticos permitidos sob a Seção 404 ou um regulamento similar, estadual ou local, para áreas úmidas.” Um empreendedor não pode compensar impactos sobre áreas úmidas fazendo pagamentos para um fundo de pesquisa, nem por qualquer outro método indireto (Ecosystem Marketplace, 2014).

O número de créditos gerados em um banco local está relacionado com a dimensão da zona úmida e o valor ecológico da área (US EPA, 2014). Não é incomum que menos créditos, em termos de extensão de área (em acres), estejam disponíveis para venda do que o total de acres restaurados (Ecosystem Marketplace, 2014). Além disso, bancos de mitigação de áreas úmidas envolvem uma razão de mitigação, ou um multiplicador, o que significa que é exigido de um empreendedor adquirir mais créditos do que a quantia de acres destruídos em seu projeto. Em geral, para cada acre de zona úmida destruída, 1 a 3 acres de créditos de zonas úmidas restauradas devem ser adquiridos, embora esta razão possa chegar a 1:10 (Ecosystem Marketplace, 2014). Em 2013, havia 935 bancos de zonas úmidas e de córregos nos EUA (Jakle, 2013) e o mercado foi estimado

12 Essa expansão foi alimentada pelo apoio do Serviço de Pesca e Vida Selvagem dos EUA (*US Fish and Wildlife Services* - USFWS) para a criação de bancos em 1983, e foi impulsionada pela orientação uniforme sobre os bancos de mitigação para áreas úmidas publicada pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA (*US Army Corps of Engineers*), a EPA, o USFWS, e outras agências federais.

em US\$ 1,3-2,2 bilhões por ano em 2008, com dezenas de milhares de acres envolvidos (Ecosystem Marketplace, 2014).

Um banco de conservação de espécies ameaçadas apresenta áreas que “contém valores de recursos naturais que são conservados e geridos em perpetuidade, através de uma servidão de conservação retida por uma entidade responsável por fazer cumprir os termos da servidão, para espécies indicadas em uma listagem específica, utilizada para compensar impactos ocorridos em outro local com os mesmos valores de recursos em terras fora do banco” (USFWS, 2003). Conceitualmente, o banco de habitat de espécies ameaçadas é muito semelhante ao banco de mitigação de áreas úmidas, mas centra-se na proteção das espécies em perigo e ameaçadas e seu habitat (em vez de proteger apenas os recursos aquáticos). As exigências regulamentadoras para esses bancos de conservação surgiram a partir da Lei de Espécies Ameaçadas (*Endangered Species Act*), seções 7 e 10, que requerem que as agências federais consultem o US Fish and Wildlife (USFWS) a respeito do impacto potencial sobre espécies em perigo e ameaçadas de extinção e exigem que os empreendedores obtenham uma autorização caso suas ações possam incluir incidentes envolvendo as espécies listadas (Ecosystem Marketplace, 2012).¹³ As unidades comercializadas são ou uma área de habitat para espécies terrestres, um metro linear de habitat ciliar para espécies aquáticas, ou, dependendo da ecologia das espécies, a unidade pode ser um casal para reprodução (Ecosystem Marketplace, 2012). Como no sistema de bancos para mitigação de zonas úmidas, muitas vezes há uma ponderação no cálculo da mitigação, exigindo que os empreendedores comprem mais créditos do que a dimensão das terras afetadas. Terras privadas, de populações tradicionais, estaduais e de governos locais (e, com especial consideração, terras federais) são elegíveis para se tornarem bancos de conservação, e planos de recuperação de espécies do USFWS são usados como guias para determinar

os locais mais desejáveis para os bancos de conservação (USFWS, 2012).

Os bancos para conservação de espécies ameaçadas de extinção começaram na Califórnia na década de 1990 e se tornaram generalizados nos EUA na década de 2000, após a publicação pelo USFWS, em 2003, das primeiras diretrizes federais abrangentes sobre os bancos de conservação. Em 2011, havia 90 bancos ativos, 17 inativos e 19 bancos fechados nos EUA, com preços variando de U\$ 3.000-125.000 por acre (Ecosystem Marketplace 2012). No final de 2009, mais de 80.000 acres de terra estavam sob servidões de conservação, devido ao comércio de créditos para espécies ameaçadas de extinção (Ecosystem Marketplace 2012), protegendo mais de 22 espécies (Fox & Nino-Murcia 2005). Variantes de bancos para a conservação com o objetivo de proteger ainda mais espécies ameaçadas de extinção foram desenvolvidas recentemente sob o nome de “trocas de habitat”, que incorporam a ponderação baseada nas condições de desempenho e adicionalidade associadas à funcionalidade relativa dos habitats (ver anexo 1 para mais detalhes).

2.1.2 Avaliação das experiências

A característica comum dos programas de TDR é seu recurso primário de criação de mercados para gerenciar transações voluntárias. Embora as transações sejam voluntárias, elas estão sujeitas à regulação, registro e monitoramento público, de acordo com as regulamentações de restrições de uso da terra. Elas dependem de uma definição regulatória prévia na qual os direitos de propriedade estejam bem estabelecidos, e nos quais as restrições de uso da terra sejam rigorosamente aplicadas. Os TDRs muitas vezes incluem a incorporação de servidões para conservação permanentes no título da propriedade das áreas de oferta. Os fatores que promoveram maior sucesso incluem um forte impulso para o desenvolvimento regional pareado com um controle rigoroso sobre as restrições de uso da terra nas áreas de oferta. Outras características importantes são a criação de bancos de crédito para aumentar a liquidez e a implementação simultânea de regimes (sem exigência de compensação) de Pagamento por Direitos de Desenvolvimento (PDR) para complementar as transações de mercado. Os

13 O USFWS é a principal agência que administra a Lei de Espécies Ameaçadas para as espécies terrestres e de água doce, enquanto que o Serviço Nacional de Pesca Marinha (*National Marine Fisheries Service*) é a agência líder no que diz respeito às espécies marinhas e anádromas (Ecosystem Marketplace 2012).

esforços para reduzir os custos de transação e agilizar o tempo necessário para a transferência de direitos também têm sido frequentemente citados na literatura como fatores importantes para os resultados de TDR bem-sucedidos (McConnell et al., 2009).

Entre os problemas citados na literatura, o mais sério é que as cotas de TDR podem não atrair procura suficiente que as façam atingir um valor superior ao uso dos direitos de desenvolvimento existentes na área de oferta (por exemplo, o custo de oportunidade) (McConnell et al., 2009; Pruetz and Standridge, 2009). A experiência mostra que a criação de restrições de uso, além das geralmente exigidas em um determinado local, são essenciais para que os benefícios adicionais de conservação sejam alcançados. Para promover esses benefícios e garantir que a conservação “adicional” seja alcançada de forma global, uma abordagem utilizada tem sido o estabelecimento de ponderações ou de mitigação, para exigir que mais de uma unidade de área conservada seja usada para a compensação de cada unidade de área desenvolvida. No entanto, o valor de um crédito utilizado para a compensação deve ser suficientemente alto para cobrir os custos de oportunidade da provisão dos benefícios de conservação. Se os valores de crédito estão abaixo ou apenas marginalmente superiores aos custos de oportunidade e se os custos de transação são significativos, os proprietários de terras, provavelmente, manterão as terras com potencial para conservação fora do mercado. Num cenário com incertezas, a margem de manobra para a negociação é estreita. Esses fatores estabelecem a racionalidade para as restrições sobre as negociações, bem como para a compra pública de direitos, para direcionar a conservação para áreas prioritárias.

Algumas características inerentes ao esquema de TDR influenciam a sua eficácia para a prestação de serviços ambientais e para a conservação da biodiversidade. Se a oferta de cotas a baixo custo é abundante em relação à demanda, os preços serão demasiado baixos para atrair áreas com maiores ameaças de desmatamento (p. ex., aquelas mais próximas de assentamentos humanos) para o mercado de créditos de TDR, uma vez que estas normalmente também têm custos de oportunidade mais elevados do que as áreas menos ameaçadas. Como a maioria dos esquemas operam numa

base voluntária, os direitos de desenvolvimento normalmente são vendidos primeiro para os locais que são menos propensos a serem desmatados, revelando desse modo uma “seleção adversa” das áreas de oferta *vis a vis* os benefícios incrementais para conservação (ou seja, sob a perspectiva da conservação, os locais menos desejáveis ou “não-adicionais” são aqueles mais propensos a serem ofertados no mercado). Este problema surge quando as áreas não sujeitas à pressão de desmatamento são oferecidas para a compensação, em um cenário onde elas dificilmente sofrerão essas pressões, portanto, têm custos de conservação relativamente mais baixos. Além disso, geralmente as diferenças no potencial de conservação das áreas de oferta são negligenciadas. As experiências dos bancos de zonas úmidas e de conservação, nos EUA, têm exigido ponderações que requerem compensação em uma razão maior do que 1:1, mas isso aumenta os custos, e não necessariamente elimina negócios não-adicionais ou contabiliza as outras diferenças nos valores de conservação. Os mercados de habitats que levam em conta melhorias demonstradas na qualidade do habitat ainda estão em fase de desenvolvimento.

Revisores de esquemas de TDR (Santos et al., 2011) também consideram que o instrumento aumenta a equidade na regulamentação do uso da terra, uma vez que as restrições de desenvolvimento para proprietários de imóveis em áreas de oferta são compensadas pelo lucro nas vendas de créditos de TDR, ao passo que os empreendedores em áreas de demanda têm que pagar pelo desenvolvimento adicional superior ao limite legal. A maioria dos proprietários de áreas de “envio” tende a ter rendimentos agrícolas mais baixos do que aqueles que são beneficiados por melhorias de densidade em áreas de demanda. Em um esquema de zona única, tal como o previsto para o Brasil, o uso mais intensivo em áreas de demanda por proprietários de terras ricos compensaria os proprietários de terras marginais, hipoteticamente mais pobres, que (deliberadamente ou por inação) mantêm as florestas intactas.

É necessário considerar a medida na qual a equidade processual tem sido observada no desenho dos regimes de TDR, uma vez que algumas restrições podem ser obrigatórias, forçando a realização de negócios com valores menores do que aqueles de mercado. De modo abrangente, as oportunidades para participação

na elaboração de políticas de TDR e programas de desenvolvimento, bem como promessas feitas aos proprietários de terra de áreas de “envio” e de áreas de demanda, precisam ser levadas em consideração para avaliar a equidade dos resultados. No entanto, no caso brasileiro, poderia haver uma simples transferência de recursos através das CRA daqueles que não cumpriram a lei (p. ex., que desmataram em excesso) para aqueles que estão acima dos limites de conformidade (p. ex., aqueles que desmataram menos do que o limite legal). Em princípio, isso pode ser percebido como uma política justa: ela recompensa aqueles que historicamente têm protegido as florestas. No entanto, o que pode confundir um pouco este princípio básico de equidade são as alterações feitas ao longo dos anos na legislação florestal, tais como a redução da RL de 80% para 50% em algumas partes da Amazônia, ou a recente anistia concedida para o desmatamento excedente realizado por pequenos agricultores que não cumpriram a lei. Nesse último caso, pelo menos o não-cumprimento com a RL no passado foi tolerado pelo CFB, para não dizer recompensado. No entanto, podemos dizer pelo menos que, à margem da história da regulamentação brasileira do uso da terra, o sistema de CRA proposto dá um passo na direção de recompensas mais equitativas para proprietários de terras dispostos a conservar as suas florestas.

2.2 Instrumentos mistos em TDR

Os esquemas de TDR exigem como um ponto de partida a existência de um quadro regulatório prévio que estabeleça restrições no uso da terra para ambas as propriedades de áreas de oferta e de demanda (no Brasil, o Código Florestal e a nova legislação florestal; nos EUA e em outros países, o zoneamento de uso da terra primariamente promulgado a nível local, bem como os Atos federais de Água Limpa e o de Espécies ameaçadas de extinção, respectivamente nos casos dos bancos de zonas úmidas e de conservação, nos EUA).

Uma mescla de instrumentos complementares ao TDR tem o potencial de aumentar a sua eficácia para fins de conservação. Por exemplo, os programas de Compra de Direitos de Desenvolvimento (*Purchase of Development Rights* - PDR) geralmente envolvem uma avaliação dos diferentes locais e de suas características ecológicas, importância e ameaças subjacentes ao

desenvolvimento. Tais créditos de PDR podem envolver participantes externos, tais como organizações conservacionistas, que compram esses créditos em nome de uma comunidade beneficiária mais ampla, ou para preservar os valores naturais. Aos proprietários de tais locais de alto valor para conservação seriam, então, oferecidos preços preferenciais acima dos que prevalecem em um esquema de TDR. Assim, embora possam estar preservando globalmente áreas menores, muitas vezes esses programas alcançam maiores resultados de conservação. Portanto, muitos programas de TDR são complementados por um subprograma de PDR, que é direcionado para a aquisição de direitos de desenvolvimento de locais ecologicamente importantes, como por exemplo, zonas tampão ou parcelas de corredores que são altamente ameaçadas pelo desmatamento (Santos et al., 2011). Outra opção seria a de combinar diferentes tipos de TDR (tais como sistemas de bancos de habitats ou de zonas úmidas), ou combinar o TDR com um esquema de pagamento por serviços ambientais (PSA) que forneça incentivos econômicos para o armazenamento de carbono ou outros serviços.

Os programas de PDR e de TDR são vistos como complementares, por exemplo, pelo uso de um programa direcionado para a preservação de uma dada área geográfica combinado com outro voltado para abranger áreas adicionais. No entanto, há um *trade-off* entre a avaliação das características de uma área de oferta a fim de ajustar o preço de licenciamento (por exemplo, em programas de PDR ou pela atribuição de uma ponderação especial no próprio esquema de TDR) e os custos de transação associados a um esquema de TDR. Regimes de negociação complexos, envolvendo avaliação individual de áreas de oferta, foram identificados como tendo números substancialmente mais baixos de participação no programa e de transações e, portanto, menores efeitos de conservação (Machemer et al., 1999). Por outro lado, restringir as negociações para um menor número de propriedades com áreas maiores pode ser uma forma de reduzir os custos de transação (Chomitz, 2004). Isso ocorre porque um elevado número de transações pode impedir a eficácia das negociações, num cenário onde o governo deve intermediar as vendas caso a caso. Além disso, os custos de monitoramento e fiscalização também são maiores quando há

muitas pequenas propriedades, as quais podem exigir imagens de satélite de alta resolução para controlar o cumprimento da lei.

Em resumo, identificamos que os esquemas de TDR — voluntários e baseados no mercado — são, em geral, mais eficazes para alcançar objetivos de conservação do que os esquemas de PDR. Também são mais eficazes que os esquemas de compra de direitos mais complexos. As duas estratégias de direitos de desenvolvimento são mais eficazes quando adotadas em combinação. A introdução de mecanismos competitivos de licitação ou leilão também é uma abordagem potencialmente interessante para a venda de PDRs. Esse recurso pode ajudar a reduzir a assimetria de informações, principalmente por encorajar os proprietários de terras a revelarem seus verdadeiros custos de oportunidade para a conservação e, assim, poupar custos ao regulador.

Concluindo esta seção, a nossa avaliação da experiência de TDR indica que os seguintes atributos devem ser considerados como pré-requisitos para regimes funcionais de comércio:

- i. Direitos de propriedade assegurados, com terras bem demarcadas e sem sobreposição;
- ii. Áreas demarcadas para a proteção sujeitas ao monitoramento do cumprimento da lei;
- iii. Fortes instituições regulatórias que fiscalizam as restrições de uso da terra em ambas as áreas

de oferta e de demanda, e efetivamente punem os proprietários de terras que não cumprem a lei;

- iv. Custos de transação razoáveis para a criação e funcionamento do sistema são incorporados nos preços de mercado, ou são assumidos por outras partes interessadas.

Desses pré-requisitos, no caso das CRA no Brasil, é evidente que sem uma forte fiscalização do cumprimento dos regulamentos para o uso da terra, é pouco provável que as negociações prosperem (ou qualquer outra forma de cumprimento da lei). As áreas de demanda devem estar sob pressão da aplicação da lei para restaurar florestas aos limites da RL; caso contrário, não haverá demanda para o cumprimento da lei, e, conseqüentemente, para a compra de CRA. Ao mesmo tempo, para garantir a adicionalidade (isto é, maior benefício ambiental do que se espera de um cenário como o atual *business as usual*, sem a regulamentação ambiental), as áreas de oferta devem estar sob algum grau de pressão de mudança no uso da terra e, conseqüentemente, de perda de valores ambientais, para que o mecanismo alcance uma melhoria ambiental na ausência de ferramentas políticas adicionais e complementares. Na próxima seção, revisamos estudos que simulam os resultados potenciais do mecanismo de CRA no Brasil em nível nacional e estadual.

3 Simulações de TDR a partir do Código Florestal Brasileiro

3.1 Introdução

Os estudos e simulações de resultados de políticas no Brasil têm focado na implementação das CRA entre propriedades com floresta em excesso, acima da exigência legal específica do bioma, e propriedades com déficit, a fim de alcançar a conformidade global e potenciais co-benefícios, tais como aqueles derivados da conectividade entre fragmentos florestais e a conservação de espécies criticamente ameaçadas de extinção em escala biorregional ou de paisagem.

Ao invés de analisar resultados da experiência atual com instrumentos de TDR no Brasil, que ainda é embrionária e pouco documentada, resumimos aqui as principais simulações empíricas realizadas “ex-ante” sobre o mercado de cotas de Reserva Legal (RL) em nível nacional ou subnacional. Selecionamos nove estudos, dando preferência para aqueles que possuem um escopo mais amplo e que foram realizados mais recentemente, com especial atenção para aqueles conduzidos sob o arcabouço da nova legislação florestal (2012). No entanto, também foram incluídos alguns estudos que realizaram simulações antes da aprovação das novas exigências legais. Cinco estudos tinham cobertura nacional, três tinham cobertura estadual (incluindo os estados de Mato Grosso, São Paulo e Minas Gerais) e um tinha cobertura sub-estadual e local (área de florestas do Mato Grosso e a bacia do rio Xingu no Mato Grosso). (Ver a Tabela 1 para um resumo das simulações e suas respectivas premissas).

Para cada estudo, analisamos os objetivos, premissas fundamentais, cobertura geográfica, os principais resultados e suas contribuições globais em relação à nossa compreensão sobre o potencial de CRA no Brasil, em termos de:

- Efetividade (para alcançar áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade);
- Eficiência (em termos de seu potencial para compensar os custos de oportunidade e minimizar os custos de transação); e
- Equidade (impactos distributivos e o papel potencial dos pequenos agricultores no mercado).

Como conclusão, incluímos uma breve discussão dos resultados e destacamos posições comuns como contribuição para o debate.

3.2 Simulações Nacionais

Sparovek et al. (2010) avaliaram a conformidade da agricultura brasileira à legislação anterior ao CFB (Lei nº 4.771 / 1965 e Medida Provisória Nº 2.166-67 / 2001) e identificaram os desafios associados para o desenvolvimento agrícola. O estudo aplicou o modelo AgLUE cobrindo todo o território continental brasileiro, com base em arquivos raster de alta resolução. O modelo considerou como privadas todas as terras rurais fora das Unidades de Conservação estaduais e federais e terras indígenas.¹⁴

Nessa escala, Sparovek et al. (2010) estimaram o déficit total de RLs em 36 Mha. O déficit variou entre as regiões, com amplitude de cerca de 8% no Sudeste a 24% no Norte, bem como entre biomas. A região da Amazônia Legal como um todo tem o maior déficit, de cerca de 27%, mas inclui variações desde apenas 1% no Pantanal até 34% (22 Mha) nas áreas de floresta do bioma Amazônia.

¹⁴ A análise foi realizada com a desagregação por regiões (N, NO, CO, SE, S), e por biomas fora da Amazônia Legal (Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampas e Pantanal) e dentro da Amazônia Legal (Amazônia, Cerrado e Pantanal).

Os autores estimaram que a área total do território com vegetação natural sem proteção legal (92 Mha) corresponde a quase o dobro da área ocupada pelas quatro principais lavouras brasileiras (soja, milho, cana-de-açúcar e feijão) ou 1,4 vezes a superfície agrícola total excluindo pastagens (64 Mha).

De acordo com os resultados, alcançar a completa conformidade com a versão prévia do CFB “exigiria mudanças drásticas no uso da terra agrícola, com grandes áreas sendo retiradas de produção e restauradas ou conduzida a regeneração natural” Sparovek et al. (2010: p. 6046). A plena conformidade com o CFB pode não ser satisfatória em termos de eficiência econômica ou de efetividade ecológica devido a vazamentos, uma vez que a vegetação primária em áreas desprotegidas é perdida para a produção agrícola enquanto que as atuais áreas agrícolas devem ser reconvertidas para a vegetação natural protegida (ver o gráfico no painel 1 da Figura 1). Foi realizada uma análise da compensação da RL permitida pelo antigo CFB com base na abordagem de TDR (ou seja, a compensação dentro de pequenas bacias hidrográficas) para avaliar o seu potencial para corrigir esse problema (veja a discussão sobre Efetividade).

Em um artigo sequencial, **Sparovek et al. (2012)** discutem os pontos fracos do que eram, então, as revisões propostas ao CFB e apresentaram sugestões para a melhoria do projeto de legislação (Projeto de Lei Substitutivo nº 1.876 / 1999, relatado pelo então deputado federal Aldo Rebelo), em particular para evitar a redução significativa na RL contida na lei. Embora o mecanismo de compensação tivesse se revelado, até o momento, de difícil aplicação e não fosse utilizado frequentemente pelos proprietários, Sparovek et al. (2012) propuseram que a compensação poderia promover o desenvolvimento agrícola. Eles argumentaram que, por meio da compensação, os produtores poderiam fazer um melhor uso da terra agrícola existente, contribuindo ao mesmo tempo para a proteção da vegetação natural em outras propriedades. O instrumento poderia estimular o aumento da conservação, o desenvolvimento agrícola e fornecer uma maneira para que os agricultores brasileiros regularizassem o uso ilegal das terras.

Sparovek et al (2012) sugeriram alterações no projeto de lei para assegurar que os requisitos da RL fossem mantidos em um nível que estimulasse a demanda pela compensação da reserva. Os

autores entenderam que, caso isso fosse feito, os proprietários considerariam atraente reservar áreas para a proteção da natureza, promovendo a criação e o crescimento do mercado de CRA. Além disso, eles propuseram que fosse exigida uma escala espacial apropriada para a compensação da proteção, de modo a estimular a proteção em regiões onde há mais pressão para a conversão da vegetação.

No mesmo ano, **Biofílica e ICONE (2012)** simularam a atuação do mercado de CRA entre estados e biomas brasileiros, para focar operações corporativas em segmentos-chave do setor do agronegócio. O modelo AgLUE e o banco de dados que eles rodaram (em parceria com o laboratório de Sparovek), consideraram apenas dois agentes de mercado: pecuaristas (com pouca disposição a pagar pelo cumprimento da lei) e produtores de soja (com disposição a pagar). Além disso, foi considerado que os preços de venda das terras refletiam a disposição a pagar e o custo de oportunidade.¹⁵

Biofílica & ICONE (2012) analisaram o uso de CRA como um meio de compensar os proprietários privados cujas terras não tinham sido expropriadas quando Unidades de Conservação públicas (UC) foram criadas, uma medida especificamente prevista na nova legislação florestal. Eles assumiram que tais negociações em UC seriam 20% mais caras do que as negociações convencionais em áreas privadas devido ao aumento dos custos de transação para negociações entre atores públicos e privados. No entanto, eles também estimaram que 27% da área de UCs no Brasil apresentam problemas específicos de posse, que poderiam ser solucionados usando CRA. As vendas de CRA dessas propriedades dentro de Unidades de Conservação poderiam ajudar a resolver esses problemas através do provimento de recursos financeiros para compensar os proprietários privados e consolidar o *status* dessas propriedades dentro de unidades de conservação. As opções para o cumprimento da lei consideradas por Biofílica & ICONE (2012) foram: 1) sem compensação, com recuperação da RL utilizando regeneração natural (considerada como tendo custo zero de implantação, mas com pleno

15 Estavam disponíveis apenas dados resumidos em uma apresentação feita a partir desse estudo e sem a indicação de estimativas sobre a área potencialmente utilizada para negociação, sendo informado somente o seu valor bruto.

Tabela 1. CRA no Código Florestal Brasileiro: escopo dos modelos de simulação e premissas

| Cenários / * premissas | Área total de demanda por CRA (Mha) | | | | | | | Área total de oferta para CRA (Mha) | | | | | Valor médio estimado para CRA (R\$/ha) | | | Valor total do mercado (Bilhões R\$) | | | |
|--|-------------------------------------|----------|----------|----------------|----------|----------|------------|-------------------------------------|----------|----------|----------------|----------|--|------------|-----------------------|--------------------------------------|----------|----------|------------------|
| | Amazônia | Catinga | Cerrado | Mata Atlântica | Pampas | Pantanal | Total BR | Amazônia | Catinga | Cerrado | Mata Atlântica | Pampas | Pantanal | Total BR | Amazônia | Mata Atlântica | Cerrado | Total | |
| Sparovek, 2010 | 22,5 | 0,6 | 3,8 | 8,2 | 0,5 | 0,1 | 35,7 | 7,3 | 23,9 | 41,2 | 9,4 | 2,9 | 7,4 | 92,1 | x | x | x | x | |
| * realizado antes da mudança do CFB, em 2012 | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | |
| Biofilica/ ICONE, 2012 | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 0,8 | 10,3 | 1,9 | 13 |
| Restrito aos estados, sem UC | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 10,2 | 0 | 4,4 | 14,7 |
| Restrito aos estados + UC | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 11,9 | 7,8 | 4,6 | 24,2 |
| Soares-Filho, 2014 | 7,2 | 0,33 | 3,7 | 4,8 | 0,287 | 0,037 | 16,3 | 8,6 | 25,8 | 39,9 | 3,4 | 3,0 | 7,3 | 88 ± 6 | x | x | x | x | |
| * avaliou o impacto da revisão do CFB | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | |
| Rajao and Soares-Filho, 2015 | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 4,751 ± 1.235 | 4,17 (89%) | x | x | 19,8 ± 5,2 |
| 1 - Restrito aos estados (+ áreas críticas ou não) | | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | x | |
| 3 - Restrito aos estados + áreas prioritárias | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 3.729 ± 908 | 4,67 | x | x | 17,8 ± 4,2 |
| 4 - Restrito aos estados + UC + assentamentos | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 2.263 ± 356 | 4,67 | x | x | 10,5 ± 1,6 |
| 5 - Estados + áreas críticas | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 2.553 ± 534 | 4,66 | x | x | 11,9 ± 2,4 |
| 6 - Estados + UC + assentamentos | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 1.984 ± 317 | 4,66 | x | x | 9,2 ± 1,4 |
| 7 - Restrito aos estados, 5 anos de CRA | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | 1.917 ± 143 | 1,5 | x | x | 2,8 ± 0,22 |
| Total | x | x | x | x | x | x | 4,7 | x | x | x | x | x | x | 129 | 1.900 to 4.751 | 1,6 to 4,2 | x | x | 2,9 to 20 |

Fontes: compilado a partir das simulações revisadas (ver referências). UC = Unidades de Conservação

custo de oportunidade); e 2) a compra de CRA. Foram definidos três cenários para a negociação de CRA: a) o mercado dentro dos estados (com compensações em UC); b) o mercado dentro dos Estados (sem UC); c) o mercado no interior de biomas (com compensações em UC). Foi assumido que os valores de mercado são determinados pelo equilíbrio da oferta e da demanda estimadas.

No mercado abrangendo os biomas (incluindo UC), a Mata Atlântica emerge como o maior mercado em termos de valor de CRA (R\$ 10,2 bilhões), pois as atividades econômicas já consolidadas e a baixa oferta de terras marginais pressionam o valor de CRA para cima. Na Amazônia, a presença de apenas alguns estados com demanda potencial (Rondônia e Pará, nesta simulação) e o alto volume de oferta de outros estados (o Amazonas, por exemplo) resultam em um baixo valor potencial de mercado para CRA, levando a um potencial mercado de apenas R\$ 0,8 bilhões. O Cerrado é semelhante à Amazônia, com um valor total de R\$ 1,9 bilhões. Quando a análise do mercado é restrita aos estados (sem compensação em UCs), o valor nos mercados da Amazônia e do Cerrado sobe para R\$ 10,3 bilhões e R\$ 4,4 bilhões, respectivamente, devido à oferta mais restrita e aos preços mais altos. Quando as CRA de UC são incluídas, o valor potencial de mercado sobe cerca de 16% na Amazônia e de 3% no Cerrado. O valor de mercado potencial na Mata Atlântica seria totalmente dependente da inclusão de compensação de UCs, que até então não tinham sido consideradas disponíveis para negociações. O valor potencial na Mata Atlântica sobe de zero para R\$ 7,8 bilhões (com compensação de APs), no cenário estadual. O estudo não fornece estimativas de áreas, mas essas presumivelmente foram compatíveis com aquelas geradas no modelo de Sparovek, uma vez que o estudo se baseou no mesmo banco de dados.

Soares-Filho (2013) quantificou a mudança na área a ser conservada ou restaurada devido à nova legislação florestal (Lei nº 12.651 / 2012), estimando os esforços necessários para atingir a conformidade e procurando incrementar a sua implementação, de modo a melhor conciliar a produção agrícola e a conservação da floresta. Microbacias (12º ordem) foram utilizadas como unidade de análise, a partir do banco de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) (166.000 unidades, com média de 5.000 ha). Áreas líquidas de RL e APP foram combinadas e calculadas para

cada unidade de bacia, não considerando APPs em topos de morro e encostas íngremes, assumidas como RL.

Soares-Filho (2013) estimou o excedente total de RL sobre as exigências da nova legislação em 99 ± 6 Mha. A maior parte deste excedente está distribuído no interior do país, como na Caatinga, onde é estimado em $26 \pm 1,5$ Mha, e no Cerrado, que tem o maior superávit, de 40 ± 2 Mha. Há também uma concentração no Pantanal e nos Pampas, mas nestes biomas predominam as pastagens nativas ao invés de florestas. Em relação ao bioma Amazônico, o superávit estimado de cerca de 20 ± 1 Mha pode ser identificado devido à prevalência de terras ainda em domínio público (*terras devolutas*). O excedente da Mata Atlântica ($4 \pm 0,3$ Mha) corresponde a apenas 3% da extensão original do bioma, mostrando a necessidade crítica de sua restauração.

O déficit de RL foi reduzido em 58% com as novas disposições do CFB, passando de 50 ± 6 para $21 \pm 0,6$ Mha. Os estados que apresentaram a maior redução foram Mato Grosso, Pará, Minas Gerais e Bahia. O déficit resultante está concentrado ao longo da fronteira da Amazônia, em toda a região da Mata Atlântica e no sul do Cerrado. Os biomas com maior déficit restante são a Amazônia (8 Mha), a Mata Atlântica (6 Mha) e o Cerrado (5 Mha). A análise confirma a viabilidade potencial de um mercado para CRA, mostrando as áreas que atuam como fonte de superávit de florestas e demonstrando que é possível reduzir até 55% dos déficits de Reserva Legal ($16 \pm 0,5$ Mha) utilizando os excedentes do mesmo bioma e estado.

Soares-Filho et al. (2014) confirmam o impacto calculado anteriormente (Soares-Filho, 2013) da revisão do CFB sobre a conservação de florestas no Brasil e a magnitude do esforço necessário para implementar completamente a nova lei. O mesmo banco de dados da ANA com 166.000 unidades, com uma área média de 3.683 ha foi usado para essa simulação, embora reconhecidamente o uso de microbacias hidrográficas como um substituto para propriedades rurais gere algum grau de escalonamento de erro.¹⁶

16 O grau de incerteza associado ao uso de microbacias hidrográficas para representar propriedades rurais é inversamente proporcional ao número de propriedades contidas nestas microbacias, e diretamente proporcional ao tamanho da microbacia.

A nova legislação manteve a mesma proporção de RL por bioma; no entanto, reduziu drasticamente as áreas necessárias a serem restauradas em ambas as RL e APP. A área total a ser restaurada diminuiu de 50 ± 6 para 21 ± 1 Mha, dos quais 78% abrangem a RL, com o restante correspondendo à APP. Os autores argumentam que essas reduções podem ter um grande impacto sobre os programas de conservação da biodiversidade e de restauração florestal, especialmente na Mata Atlântica. Além disso, tanto o CFB como a nova legislação florestal permitiriam um desmatamento legal adicional de 88 ± 6 Mha em propriedades particulares, com potencial para emitir 18 ± 4 GtCO₂e.

Soares-Filho et al. (2014) colocam grande ênfase no potencial de mercado das CRA, que de acordo com a simulação poderia abater um valor estimado de 56% do déficit de RL. A restauração de florestas como parte do esforço para cumprir a nova legislação poderia sequestrar até 9 ± 2 GtCO₂e. As CRA e PSA seriam essenciais no Cerrado, o bioma mais cobiçado para a expansão do agronegócio, dado o seu excedente de RL de 40 ± 3 Mha. É necessário fortalecer e integrar os esforços de vários órgãos estaduais e federais responsáveis pela aplicação da lei, assegurando clareza na posse da terra, a concessão de licenças ambientais e o apoio à produção agrícola. Os autores argumentam que, para funcionar, este sistema integrado deve ser transparente e conectado a incentivos econômicos para a conservação; caso contrário, ele só irá incentivar os proprietários a exercer em os seus direitos de desmatar.

3.3 Simulações estaduais e subestaduais

Embora um pouco antigo, o estudo de Chomitz (2004) exprime ideias-chave para o potencial de instrumentos assemelhados ao TDR, examinando o impacto econômico e ambiental dos cenários alternativos para as negociações no estado de Minas Gerais, com base nas disposições regulatórias do CFB aplicadas até 2012. Um modelo de simulação simples, geograficamente explícito, usando dados agregados em nível municipal sobre o uso da terra por classe de tamanho das propriedades agrícolas (756 municípios e 14 classes de dimensão), emprega uma especificação igualmente simplificada para a dinâmica de uso da terra. No modelo, os proprietários de terras de áreas de demanda podem alcançar a conformidade através do abandono de terras agrícolas para a regeneração natural da

vegetação, através da compra de licenças florestais (i.e., TDRs) de vendedores (áreas de oferta), ou por uma combinação dessas duas opções. No entanto, não são assumidas despesas com restauração, nem são consideradas as APPs. Quatro cenários foram definidos: 1) mercado em todo o estado, 2) mercado somente no Cerrado, 3) mercado em grandes propriedades no Cerrado (apenas propriedades acima 1.000 ha), e 4), mercado apenas nas áreas florestais. O escopo do TDR foi limitado aos estabelecimentos acima de 100 ha, devido à premissa de que a inclusão de pequenas propriedades exacerbaria os custos de transação.

Chomitz (2004) estimou a cobertura florestal em Minas Gerais como sendo de 13,9% da área total de terras, embora o CFB exija pelo menos 20% nos biomas de Floresta Atlântica e do Cerrado. A grande parte das áreas florestais remanescentes é encontrada nos estabelecimentos com mais de 100 ha. A área de RL excedente, acima da exigência de 20 %, representa apenas uma pequena fração da área total para todas as classes de tamanho, com exceção das maiores. Na verdade, apenas para a classe de propriedades de maior tamanho a área excedente de florestas ultrapassa a quantidade de área em “déficit”. No agregado, as unidades de observação têm cerca de 934.000 ha de florestas excedentes e 3 milhões de hectares de área em déficit. As zonas deficitárias são encontradas principalmente nas áreas agrícolas mais favoráveis, no Oeste e no Sul, mais perto de centros populacionais e de áreas favoráveis para a agricultura. As zonas com excedentes são encontradas nas áreas mais secas e mais escassamente povoadas do Norte. Nos cenários restritos aos biomas, no Cerrado a oferta excederia a demanda. A restrição para propriedades maiores (acima de 1.000 ha) cerceia a demanda muito mais do que provê oferta, uma vez que as maiores classes de tamanho detêm o maior excedente proporcional. Consequentemente, o preço cai dois terços, para R\$ 12 por ha, mas a quantidade cai menos de um terço. O estudo conclui que a negociação entre as grandes propriedades, sem restrições ao bioma, iria promover resultados mais eficientes em termos de Unidades de Conservação e de redução de custos através de TDR.

Bernasconi (2013) discute a compensação da RL por meio de TDR através de um estudo de caso em São Paulo (SP) que avalia os efeitos potenciais de TDR sobre os resultados da conservação, considerando ambos os custos de oportunidade e os resultados ecológicos em comparação com um

cenário de comando e controle, sem compensação. Diferentes alternativas de escopo para o mercado de Reserva Legal em SP foram simuladas utilizando o software de otimização MARXAN with Zones, e foi avaliada a relação custo-efetividade de cada alternativa. O banco de dados utilizado foi obtido a partir do Censo Rural (IEA-LUPA)¹⁷, incluindo 320.000 unidades de produção agrícola (UPA), agregadas por meio de uma grade hexagonal de 500 ha cada, totalizando 50.600 hexágonos. A vegetação várzea e de matas ciliares foi somada ao total da vegetação natural, tratada em conjunto como RL. Foram comparados três cenários para o cumprimento das exigências de Reserva Legal: 1) Comando e controle (sem compensação), 2) com compensação dentro dos biomas, 3) com compensação apenas nas áreas prioritárias (com as áreas de oferta priorizadas pelo potencial de melhorar a conectividade entre fragmentos). O software MARXAN simulou a alocação de RL, com os preços de venda das terras sendo usados no modelo como um substituto para os custos de oportunidade.

A simulação de Bernasconi (2013) estimou que os remanescentes de vegetação natural compreendiam 13,3% de todas as áreas rurais particulares em SP. A análise ao nível de propriedade estimou que havia um “superávit” total de 928.000 ha com vegetação natural, dos quais 762.000 ha em bioma de Floresta Atlântica e 166.000 ha de Cerrado. Havia um total de 2,3 milhões de hectares de vegetação natural em propriedades com “déficit”, (1,49 milhões ha na Mata Atlântica e 801.000 ha no Cerrado). Dada a exigência legal para restaurar as áreas deficitárias e os custos mais elevados para restaurá-las do que compensar com propriedades com áreas de florestas excedentes, haveria uma base para o funcionamento do mercado. No entanto, os custos de oportunidade são elevados: na Floresta Atlântica há cerca de 1 milhão de hectares de déficit de RL, em áreas onde o custo de oportunidade é \geq R\$ 10.000 / ha. No Cerrado, cerca de 700.000 ha alcançariam um preço similar ou ainda maior. Comparando-se os cenários, o custo médio de oportunidade por ha para conformidade no cenário “sem compensação” foi de R\$ 16.000, mas se é permitida a “compensação dentro do bioma”, o custo fica em R\$ 3.800; no caso de se permitir “a compensação apenas em

áreas prioritárias”, o custo fica em R\$ 7.500. A segmentação de áreas pode, assim, reduzir os custos de implementação.

Além de apresentar o maior custo e o resultado menos eficiente na segmentação de áreas prioritárias, o cenário sem compensação em São Paulo ainda tem a desvantagem de deixar, respectivamente, 762 mil e 166 mil hectares de Floresta Atlântica e do Cerrado remanescentes sem proteção legal. Em geral, estas áreas são terras marginais, com custos de oportunidade muito baixos e de interesse limitado para conversão para outros fins. Porém, essas terras continuam a ser muito importantes para a biodiversidade e para funções ecológicas. Sem compensação, os proprietários teriam de reflorestar extensas áreas em outras partes do bioma para atingir a conformidade. A produção agrícola deslocada para o cumprimento da lei faria com que áreas ainda com cobertura florestal viessem a sofrer um aumento de pressão para o seu desmatamento (vazamento).

A análise por **Stickler et al. (2013)** teve como objetivo: “compreender os padrões de conformidade com a regulamentação ao longo do tempo e das mudanças na política de uso da terra, e as implicações desses padrões de conformidade para os custos percebidos pelos proprietários de terras e para o desempenho ambiental das paisagens agrícolas no estado de Mato Grosso” (Ibid., p. 01). O estudo realizou uma análise do CFB em dois níveis: a área florestal do Mato Grosso usando microbacias hidrográficas como unidades, e nas cabeceiras do rio Xingu (180.000 km²), utilizando imóveis cadastrados como unidades.

Os autores concluíram que as regulamentações do CFB são limitadas em sua finalidade de defender os interesses públicos em terras privadas. Em um cenário de total cumprimento da lei, a mudança na exigência de RL de 50% para 80% impõe aos proprietários de terra a renúncia a rendas potenciais, presentes e futuras, de US\$ 2 a 3 bilhões, assumindo que todas as terras elegíveis para o desmatamento legal fossem convertidas para a agricultura. Além disso, os autores não identificaram sucesso nas tentativas do governo para criar procedimentos através dos quais os proprietários de terras que desejassem cumprir a lei pudessem fazê-lo facilmente, nem foram oferecidos incentivos positivos aos proprietários de terras que desejassem cumprir o CFB. Os autores estimaram

17 Para detalhes sobre a base de dados, por favor ver: <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/sobreolupa.php>

que o cumprimento integral do CFB imporia um custo de US\$ 3-5,6 bilhões (em valor presente líquido da terra) para os produtores de soja e de carne bovina.

O estudo não encontrou nenhuma evidência de que tornar o CFB mais restritivo (aumento de 50% para 80% da RL na Amazônia) tenha sido eficaz na redução do desmatamento. O cumprimento do CFB como definido em 1989 foi moderado (50%) até pouco depois do decreto que aumentou a RL para 80% (decisão de 1996), e após disso o cumprimento caiu para 10%, em 2009. O cumprimento dessa regulamentação ambiental é maior quando: "(i) o processo pelo qual os proprietários de terra podem atingir a conformidade é claro e prático, (ii) é alta a probabilidade de os proprietários de terras não conformes serem identificados, (iii) é elevada a probabilidade de os proprietários de terras autuados serem punidos (p. ex., através do pagamento de multas ou enfrentando prisão), (iv) os custos para o cumprimento são baixos e (v) há incentivos positivos adicionais para o cumprimento. Em suma, o cumprimento é maior quando o não-cumprimento é sabidamente muito caro e / ou quando a conformidade traz benefícios tangíveis." (Ibid., p. 08)

O estudo realizado por **Micol et al. (2013)** simula o potencial de um mercado de CRA em Mato Grosso com base na análise de dados empíricos, utilizando um banco de dados dos imóveis cadastrados (SIMLAM / LAU¹⁸ + CAR + assentamentos da reforma agrária). Nas demais áreas rurais privadas do estado (excluindo UCs, terras indígenas, áreas urbanas e corpos d'água) os limites hipotéticos das propriedades foram obtidos considerando-se o tamanho médio das propriedades em cada município. Isso resultou em um banco de dados com 203 mil unidades fundiárias.

Micol et al. (2013) aplicaram as regras revistas do CFB relativas à RL usando três critérios: i) o tamanho da propriedade; ii) o bioma e iii) o desmatamento medido em 2001, 2008 e 2012. Estas três datas de desmatamento correspondem à definição do cumprimento do CFB com base em regras estabelecidas em diferentes momentos.

Em 2001, a exigência de RL em áreas de floresta do bioma Amazônico passou de 50% para 80% (Medida Provisória nº 2.166 / 2001). Apenas o desmatamento que ocorreu antes de 2008 (de acordo com Decreto nº 6.514 / 2008) podia ser compensado no âmbito desse quadro legal, enquanto 2012 reflete o desmatamento mais recente medida na época do estudo. Foram definidos dois cenários: com ou sem a flexibilidade do Zoneamento Socioeconômico-Ecológico (ZSEE) nas áreas florestais do estado, cuja aprovação pode reduzir a RL exigida de 80% para 50%, para efeitos de restauração ou compensação. As Unidades de Conservação não foram incluídas na simulação do potencial de CRA.

Com base nos resultados da modelagem de Micol et al. (2013), em áreas de floresta¹⁹, as quantias potenciais de oferta e demanda para CRA são praticamente iguais em termos de área, com 8,8 Mha de oferta e 8,6 Mha de demanda. No Cerrado, por outro lado, a oferta potencial legalmente elegível de 8,6 Mha excede em muito a demanda potencial de compensação, de 1,9 milhões de hectares, em uma proporção de 4,5 para 1. Do total de oferta potencial, em áreas de floresta apenas 1,7 Mha (19 %) são áreas sujeitas ao desmatamento legal sob a regra dos 80%, enquanto que no Cerrado essas áreas representam 6,7 Mha (78%). O déficit de áreas desmatadas ilegalmente após 2008, que devem ser obrigatoriamente recuperadas, é relativamente pequeno (um total de 0,3 milhões de hectares) em relação ao total em ambos os biomas. O ZSEE pode, potencialmente, reduzir a demanda por CRA em áreas florestais de 8,7 para 3,6 Mha, uma redução de 60%. O excedente potencial aumentaria, assim, em cerca de 10%, resultando em um desequilíbrio entre a oferta e demanda potenciais. Este estudo, no entanto, só considera as áreas físicas de oferta e demanda potenciais como uma primeira aproximação, sem analisar os resultados econômicos dessa oferta e demanda potenciais.

Nas seções seguintes, avaliamos o potencial para a efetividade ambiental, eficiência econômica e equidade social do mecanismo de CRA.

18 O sistema de licenciamento ambiental rural SIMLAM/LAU adotado no final de 1990 foi o antecessor do CAR em Mato Grosso, como estabelecido no âmbito do CF revisto.

19 O estado do Mato Grosso é dividido em três regimes de vegetação: floresta - incluindo a Amazônia e áreas em porções ao sul do estado que exibem características de floresta tropical, mas que não se encontram dentro do bioma Amazônia; Cerrado e áreas transicionais para o Cerrado; e o Pantanal.

4 Considerações sobre a efetividade, eficiência e equidade de CRA

4.1 Efetividade ecológica de CRA

Um instrumento econômico garante uma maior efetividade ecológica desde que assegure uma maior proteção e / ou restauração de recursos naturais do que outras opções. No caso das CRA, um objetivo ambiental apropriado seria garantir que a cobertura florestal protegida fosse maior do que teria sido sem usar as CRA - particularmente em áreas com alta biodiversidade e com importância para a provisão de serviços ecossistêmicos. Na medida em que o uso de CRA é uma alternativa para o cumprimento das obrigações para restaurar florestas, a redução das obrigações de restauração teria de ser comparada com o ganho na proteção da floresta, junto com a economia em custos para o cumprimento da lei e outros benefícios decorrentes do aprimoramento da produção agrícola. Ainda, os objetivos relacionados com a biodiversidade poderiam ser promovidos levando em consideração questões como a conectividade, a diversidade e a singularidade, no desenho do mercado de CRA. Outros objetivos ambientais também podem ser incluídos, tais como a retenção dos estoques de carbono ou a proteção de bacias hidrográficas, estabelecendo prioridades múltiplas. Isso afetaria o escopo permitido para o mercado, o que, então, afetaria a localização geográfica e a área total que poderia abrigar propriedades de oferta, como observamos no uso de outros instrumentos de TDR fora do Brasil. Embora tais objetivos adicionais podem não ser facilmente adotados nos processos políticos atuais, as regulamentações dos governos estaduais podem demonstrar maior efetividade, abrindo o caminho para a melhoria da legislação.

A efetividade ecológica dos TDR pode variar de acordo com a extensão espacial da negociação. Quão distante de sua terra deveria ser permitido aos agricultores compensar o seu déficit de RL,

adquirindo a oferta mais barata disponível? Se o custo é o único critério, um amplo escopo para negociação poderia garantir que todas as parcelas com menor adicionalidade ambiental entrassem primeiro no mercado, uma vez que estas tendem a ter custos mais baixos (o fenômeno de “seleção adversa”). Se o critério para negociação se baseia apenas na presença de vegetação nativa sem proteção, os agricultores poderiam investir em florestas excedentes em áreas de oferta longe de sua terra, consequentemente reduzindo fortemente a prestação global de serviços ambientais em uma área “de recebimento” onde as pressões para conversão da floresta provavelmente serão maiores. Por exemplo, as negociações irrestritas podem acabar deixando uma bacia inteira sem qualquer vegetação natural fora das reduzidas áreas ciliares porque exhibe custos de oportunidade mais altos. Pode ser necessário definir um limite mínimo de reserva legal em áreas de demanda, e relacioná-lo com indicadores como a conectividade. Por outro lado, se as negociações são direcionadas para valores ambientais ainda mais altos ou para custos de oportunidade mais baixos em outras áreas, pode também haver um *trade-off* a ser considerado entre os benefícios ambientais locais e aqueles mais globais, nacionais. Desta perspectiva, a exigência de uma proporção fixa de reserva legal obrigatória dentro dos biomas do antigo CFB (sem compensação) pode ser considerada ambientalmente ineficaz por duas razões: ela não prioriza a cobertura florestal em áreas onde há um alto grau de endemismo de espécies e comunidades ecológicas; e tende a resultar em florestas fragmentadas (Chomitz, 2004). Isso também ameaça as espécies que requerem grandes áreas de habitat contíguo para manter populações viáveis. A perda de algumas dessas espécies, especialmente de dispersoras de sementes, polinizadoras e predadoras, pode desorganizar o ecossistema como um todo e ameaçar a sua sobrevivência

no longo prazo. Além disso, a fragmentação aumenta significativamente o perímetro de florestas exposto aos efeitos de borda. Uma vez que as áreas de excedentes florestais provavelmente estão localizadas em propriedades maiores, onde predominam fragmentos proporcionalmente maiores, Chomitz esperava que as compensações fossem permitir a manutenção de uma maior conectividade, pois a maioria das áreas com excedentes em seu estudo sobre Minas Gerais foram encontradas em grandes propriedades. Por outro lado, no bioma Amazônia, muitas vezes uma RL de 80% implica que as atividades agrícolas, mais do que as florestas, podem acabar sendo fragmentadas, com consequências econômicas adversas. Estes dois exemplos indicam a necessidade de uma abordagem regulatória que considere o mosaico completo de uso da terra.

Enquanto as negociações com um escopo maior podem garantir maiores oportunidades para essa conectividade, Sparovek (2010) expressou a opinião de que as negociações de RL de grande escopo não conseguem resolver problemas relacionados com a conservação da água e da vegetação natural em áreas que têm um grave déficit de RL. Por exemplo, a vegetação nativa desprotegida do Cerrado fora da Amazônia Legal (27 Mha) é muito maior do que o déficit de RL que Sparovek (2010) estimou para o mesmo bioma (2 Mha), o que implica que, se apenas os agricultores nesta mesma área estão autorizados a compensar o seu déficit através da proteção da vegetação nativa do Cerrado, menos de 10% da vegetação atualmente desprotegida poderia ser protegida por esta medida. A permissão para que os agricultores em biomas como a Mata Atlântica, onde existem significativos déficits não equacionados, realizem negociações com propriedades no Cerrado poderia aumentar a proteção, mas os investimentos em proteção de áreas de oferta muito distantes não resolveriam os problemas relacionados com as exigências a respeito da água e da vegetação natural em áreas de demanda, com um contínuo, mas então legalizado déficit de RL.²⁰

20 É concebível que uma parte destas exigências possa vir a ser satisfeita pelas disposições da legislação para a conservação da APP, mesmo onde as exigências de RL são cumpridas através de compensação. Não há indicação alguma na legislação a respeito das exigências mínimas para manutenção da vegetação natural em áreas de “recebimento”. Esses limites teriam de ser analisados caso a caso pelos órgãos ambientais estaduais.

Sparovek (2012) argumentou ainda que, embora a nova legislação possa resolver o problema de ilegalidade dos agricultores, ela não é eficaz na promoção da conservação “adicional” àquela que teria ocorrido de outra forma. Na situação atual, com amplo desrespeito ao CFB, relativamente poucas áreas em terras com um elevado custo de oportunidade para a produção permanecem sob floresta. Há um risco de que, dada a perspectiva de ampla compensação e redução generalizada dos passivos, haveria um baixo custo para o cumprimento da nova legislação, permitindo que a agropecuária de baixa produtividade (por exemplo, a criação extensiva de gado) continue a se expandir, promovendo pouca restauração e a conservação das florestas. Uma vez que a oferta de CRA potencialmente excede a demanda por um fator de 8: 1, poderíamos antecipar uma imagem onde os setores de cultivos de alto valor (por exemplo, soja, cana de açúcar) busquem a compensação de CRA, mas em áreas distantes de sua origem e permaneçam áreas de agricultura intensiva com os maiores déficits.

Em um cenário contrastante onde a formulação anterior (sem redução dos passivos) do CFB fosse efetivamente aplicada, Chomitz (2004) argumenta que a ampliação do escopo geográfico para as compensações pode aumentar substancialmente o potencial para a conservação da floresta. O incentivo para e os benefícios advindos das compensações exigem diferenças tanto para a cobertura florestal como para o valor da terra. Os negociadores poderiam encontrar imóveis com mais florestas contíguas para de modo mais fácil e barato zerar o seu déficit se eles tivessem um maior escopo para a negociação. Embora exista alguma variação local nesses fatores, os maiores ganhos nas compensações podem ser obtidos a partir de maiores distâncias. A análise mostrou que um escopo substancial para a compensação pode surgir mesmo na hipótese extrema de que acordos comerciais intraestabelecimentos e intramunicipais tenham sido explorados ao máximo. Devido ao fato de que áreas com excedentes e com déficits tendem a ser distantes uma das outras, a restrição da esfera de negociação a pequenos distritos administrativos provavelmente restringiria esse potencial, como no caso extremo da limitação das compensações às microbacias hidrográficas, presente no antigo CFB. Por outro lado, territórios menores também incrementariam

a homogeneidade ou a substituíbilidade das áreas florestais envolvidas, mas ocorreria menos compensação.

Os resultados da simulação para São Paulo confirmam esta hipótese, indicando que a adoção de uma restrição para compensação apenas no interior dos biomas no estado iria produzir um resultado que não reflete plenamente as prioridades ecológicas, uma vez que o escopo da compensação seria excessivamente restritivo (Bernasconi, 2013). Um problema complementar surge com o direcionamento para os ativos ambientais. Apenas 16% das áreas selecionadas para RL em um cenário de compensação direcionada para áreas prioritárias para biodiversidade em São Paulo coincidiram com aquelas que foram selecionadas por terem menor custo, o que significa que as áreas prioritárias para a conservação não seriam selecionadas pelo mercado quando é aplicado um critério exclusivamente econômico (Ibid.).

A viabilidade do monitoramento e fiscalização na negociação entre propriedades distantes foi posta em cheque por Britaldo Soares-Filho (comunicação pessoal), como um fator que poderia prejudicar a efetividade ecológica do instrumento. Um comprador de CRA pode não ter nenhum contato ou conhecimento da área de excedentes florestais que é o objeto da compensação, e provavelmente vai depender do governo do estado do local de oferta para garantir que o proprietário da reserva a mantenha. Uma vez que ele receba o pagamento, o proprietário da área de oferta (ou o governo estadual daquela área) não terá nenhum incentivo adicional para proteger a área que é o objeto da compensação, a menos que as restrições de uso da terra estabelecidas no PRA sejam efetivamente monitoradas e fiscalizadas. Pode-se imaginar um sistema no qual o vendedor seria forçado a substituir uma CRA que é invalidada, potencialmente com uma penalidade (a princípio, também há a possibilidade de aplicar a “responsabilidade do comprador”, mas no CFB a responsabilidade não é atribuída desse modo). Em qualquer caso, um forte monitoramento e fiscalização serão cruciais para a efetividade ecológica do programa de CRA e para a criação de incentivos que garantam a proteção das florestas nas áreas de oferta. Soares-Filho afirma, ainda, a inconveniência de realizar compensações em áreas de outros estados se isso fosse causar a transferência do peso do monitoramento para outros locais,

onde há pouco ou nenhum controle das áreas de demanda.

Por outro lado, Gerd Sparovek (comunicação pessoal) considera que as ferramentas básicas para o monitoramento e a fiscalização estão estabelecidas através do SICAR e de SIG desenvolvidos pelos estados onde foram adotados. Se estas ferramentas são postas no domínio público e tanto a sociedade civil quanto o governo estiverem habilitados a monitorar o cumprimento da lei e sua manutenção, a distância entre as área em compensação não necessariamente impediria a efetividade. A questão parece depender fortemente de qual tipo de arranjo institucional é escolhido para gerenciar as negociações de CRA e o monitoramento e cumprimento da lei - e quão robusto esse arranjo é para operar em dimensões de grande escala que transcendem as fronteiras dos estados federativos.

4.2 Eficiência econômica

A eficiência econômica é a peça central de qualquer tipo de mecanismo de TDR. Deste modo, enquanto todos os autores concordam com Chomitz (2004) que os TDR representam uma solução economicamente mais eficiente para um objetivo global de conservação da paisagem em relação à uma exigência de RL fixa sem compensação (assumindo que as áreas de oferta representam um equivalente de conservação), é também evidente que os programas de TDR geralmente sofrem com os altos custos de transação (Stavins, 1995). A transferência de créditos de TDR requer considerável esforço administrativo e jurídico. Talvez o mais importante é que existem significativos custos para o monitoramento e fiscalização. Para que o programa seja eficaz, é necessário garantir que os proprietários estejam em conformidade e que as unidades de TDR sejam genuínas e usadas sem duplicação. Isso requer um sistema de inspeção da propriedade, um registro de TDR e um conjunto eficaz de sanções legais. Uma demasiada restrição no escopo das negociações reduziria a heterogeneidade de custos e as possibilidades de arbitragem, incluindo as margens necessárias para sustentar intermediários imprescindíveis para realizar o trabalho do sistema de compensação.

O cadastro ambiental do CAR estabelecido pela nova legislação florestal no Brasil, junto com a



Figura 3. Site da BVTrade, uma plataforma online para negociação de CRA e outros ativos ambientais.

Fonte: <http://www.bvrrio.org.br/site/index.php/bvtrade>

exigência do desenvolvimento de um programa estadual de regularização ambiental (PRA), definiram o quadro no qual se espera que o sistema de CRA opere. A possibilidade de que esse sistema venha a ser automatizado, facilitando a demarcação de áreas negociáveis e sinalizando as mudanças no uso da terra, poderia reduzir os custos de monitoramento e fiscalização. A sofisticação inicial do sistema SICAR é limitada, mas o seu potencial para servir como base para as negociações é considerável, exigindo maior capacitação em nível estadual. É digno de nota que a validação de cadastros feitos em tal sistema pode tomar tempo. Se forem permitidas compensações nesta fase inicial, e forem aprovadas negociações de proprietários que realizaram o cadastro com sobreposição de limites (o que se espera que ocorra, especialmente em regiões menos desenvolvida do país), pode ficar difícil resolver posteriormente as inconsistências e os conflitos resultantes.

Os custos de transação não foram estimados em nenhuma das simulações revisadas feitas para o Brasil, embora tenham sido realizadas algumas estimativas para o custo do registro no CAR (por exemplo, Azevedo et al., 2013). Em experiências de TDR nos Estados Unidos foram documentados altos custos de transação e altos custos administrativos e legais, apesar

dos esforços para facilitar a criação de mercados (Reid, 2007). Apesar dessa cautela, é notável que a opção pelas CRA já tenha atraído agentes do mercado que buscam reduzir os custos implícitos na combinação do déficit de demanda com o excesso de oferta. A Bolsa Verde do Rio de Janeiro (BVRio), uma organização sem fins lucrativos de assessoria para a negociação de ativos ambientais, opera uma plataforma online que permite que os agentes do mercado identifiquem parceiros adequados para as operações de compra e venda de CRA, proporcionando maior agilidade nas negociações.²¹ De acordo com os gestores da BVRio, o que o mercado exige para operar bem é um quadro regulatório adequado, com mínima burocracia. Neste caso, a implementação efetiva dos registros estaduais de CAR e seus respectivos planos para o cumprimento da lei através do PRA devem ser suficientes. Os gestores mencionam a interferência dos reguladores sobre o mercado como um fator que limitou a eficiência de outros esquemas de negociações ambientais, tais como o mercado de carbono (Pedro e Maurício Moura Costa, comunicação pessoal). Porém, a criação do mercado exige uma estrutura regulatória e administrativa em funcionamento. Os papéis e as

²¹ www.bvrrio.org.br; ver a Figura 3.

responsabilidades pelo PRA e CAR foram deixados para os estados, que também assumiriam o ônus do monitoramento e fiscalização. Porém, não está claro qual deve ser a origem das receitas adicionais necessárias para gerir essas desafiadoras atividades.

O escopo geográfico das compensações representa uma outra área importante para a melhoria da eficiência. Sparovek (2012) indicou que a versão anterior do CFB apresentava a dificuldade de exigir que a compensação ocorresse apenas se a área destinada para a proteção fosse localizada na mesma bacia hidrográfica onde ocorre o déficit de RL. Por outro lado ele afirmou, junto com outros autores e entrevistados, que a compensação nos limites dos biomas poderia ser excessivamente ampla. Assim, há um *trade-off* entre a compensação em um escopo mais restrito para otimizar os serviços ecossistêmicos locais e potencialmente reduzir os custos de fiscalização e monitoramento, e a compensação em escopo amplo, para compensar a ausência de florestas elegíveis para a proteção nos locais onde ocorrem os déficits. As negociações mais restritas irão criar escassez e aumento dos custos para os compradores, mas têm o potencial de promover o direcionamento da manutenção da prestação de serviços ecossistêmicos em zonas próximas às áreas de demanda. Sob um esquema com o escopo de bioma, seria possível ocorrer as compensações mais baratas ao incluir na negociação os proprietários de terras em áreas cobertas com vegetação natural em regiões muito remotas com baixa aptidão para a agricultura e baixo risco de se tornarem sujeitas ao desmatamento ou outro tipo de degradação. Regiões de expansão agrícola provavelmente terão maiores custo de oportunidade, pois aí ocorrem oportunidades mais restritas para as negociações. Como observado acima, grande parte das áreas de florestas usadas para a compensação viriam de regiões onde a pressão para conversão é baixa, e poucas viriam de regiões onde há expansão da agricultura, onde a venda de CRA iria contribuir mais eficazmente para a proteção da natureza.

A restrição no escopo de compensações, no entanto, viria à custa da redução de potenciais eficiências que poderiam otimizar a alocação das áreas de produção agrícola e das áreas para conservação da natureza. Em contraste com a oposição de Sparovek às negociações de grande escopo, Bernasconi (2013) constatou que a compensação ao nível de bioma, mas dentro do

estado de São Paulo, proporcionaria uma maior heterogeneidade de custos entre as opções de proteção da RL, assegurando menor custo global para o cumprimento da lei do que uma opção sem compensação. A inclusão de TDR permitindo o mercado dentro do bioma reduziu em 76% os custos de cumprimento da lei para uma área de RL protegida equivalente, em comparação com o cenário sem compensação.

Apesar da inclusão de uma restrição ao mercado focando nas áreas prioritárias ter feito os custos quase dobrarem de valor (+ 95%) em comparação com o cenário do mercado restrito apenas pelo bioma, isso ainda foi 50% menos oneroso que o cenário sem a compensação, no qual os proprietários de terras teriam que se envolver em reflorestamentos caros ou com a regeneração da floresta, um pouco mais barata. Isto ocorre porque os custos de oportunidade da terra em áreas de demanda foram consideravelmente maiores, assim os ganhos com a compensação foram obtidos mesmo quando as áreas em negociação foram restritas àquelas prioritárias para a proteção da biodiversidade. O estudo mostra que a implementação de CRA poderia reduzir os custos sem negligenciar a conservação de áreas prioritárias.

Outro fator que pode afetar a eficiência é a disposição da nova legislação florestal que estabelece que a compensação também pode ser realizada para regularizar propriedades localizadas dentro de Unidades de Conservação. Bioflica / ICONE (2013) constataram que a possibilidade de usar áreas no interior de UCs para gerar CRA, junto com a consideração do potencial de compensar fora do estado, ampliou significativamente a escala do mercado. Na Mata Atlântica, onde o mercado sofre por causa da insuficiente oferta de RL, as UCs sozinhas poderiam desempenhar o papel de ofertantes. Embora esta abordagem possa ser uma saída para o problema da falta de oportunidades para a compensação em bacias hidrográficas críticas identificadas por Sparovek (2012), sua eficiência pode ser questionável se o objetivo for garantir que a vegetação natural seja mantida dentro dos limites das áreas de terras privadas sujeitas à pressão de conversão agrícola. Se o mercado de CRA fosse dominado pela compensação de UC, ele apresentaria baixa adicionalidade no sentido em que essas áreas já estão legalmente protegidas, e seriam usadas para substituir áreas

que, potencialmente, poderiam ser restauradas. Por outro lado, há uma enorme área de terras privadas não indenizadas dentro dos limites de áreas mais tarde demarcadas como parques ou reservas. Se as CRA fossem usadas para contribuir para o financiamento dessas indenizações, poderia alcançar um amplo benefício social, aliviando também conflitos de longo prazo.

O mercado com escopo mais restrito (no interior dos estados - mesmo quando incluindo UCs) pode ter seu potencial reduzido em relação aos valores de negociação (na simulação de Biofílica / ICONE o valor caiu para quase a metade, de um total de R\$ 24,2 para R\$ 13 bilhões). No entanto, alguns estados podem preferir esta opção. De acordo com a gestora ambiental de São Paulo, Helena Carrascosa (comunicação pessoal), a compensação em UCs não seria tão desejável quanto a identificação de áreas prioritárias dentro de paisagens agrícolas, onde os custos de oportunidade são mais altos, e a promoção da restauração de terras degradadas mais interessante. Tanto Helena Carrascosa como Márcio Santilli (comunicação pessoal) citaram casos em que proprietários de terras, através da articulação política com vereadores e prefeitos, promoveram a criação de UCs em zonas marginais, em São Paulo, como um meio de se livrar de seus passivos ambientais compensando-os; mas, em seguida, doando área para governos locais fazerem a manutenção. Eles fizeram isso para evitar os custos de servidões permanentes e as exigências de proteção e cuidado associadas com suas propriedades, externalizando esses custos para o governo através da criação e manutenção de Unidades de Conservação.

Vários entrevistados mostraram preocupação que os custos consideravelmente mais elevados de restauração florestal, combinados com custos de oportunidade da terra, resultariam no abandono desta opção em favor de negociações de CRA mais baratas. Na Mata Atlântica não está autorizado o manejo de produtos florestais de espécies nativas em áreas sob regeneração enquanto que as espécies exóticas podem ser plantadas e colocadas sob manejo, tornando a primeira abordagem indesejável aos proprietários. Por outro lado, Soares-Filho et al (2014) sugerem que, pelo menos no que diz respeito à disponibilidade de terras, a preocupação de que a restauração florestal irá competir com a produção agrícola não é procedente. Eles sugeriram que áreas de

pastagens impróprias para a agricultura, com menores custos de oportunidade, seriam alvos preferíveis para serem restauradas. Se isso fosse feito, apenas uma área de cerca de 550 mil ha em terras aráveis permaneceria com exigência de restauração. O plantio de espécies florestais comerciais também pode se tornar uma fonte de receitas, tornando a restauração mais atraente.

Direcionando o olhar para a região Amazônica, dois estudos de simulação feitos em Mato Grosso concordam sobre vários aspectos. Micol et al. (2013) fizeram uma distinção importante entre o excedente de RL que está sujeito ao desmatamento legal e aquela parte da RL que é protegida por lei e não passível de desmatamento legal. Em Mato Grosso, o desmatamento em áreas afetadas pelo aumento da RL de 50% para 80%, em 1997, foi considerado ilegal, impondo o que muitos agricultores consideram uma carga desleal. Stickler et al. (2013) estimaram que a mudança na lei através do aumento da exigência da RL representou um custo de oportunidade de direitos de desmatamento renunciados de até US\$ 3 bilhões em rendas potenciais provenientes do cultivo de soja ou da criação de gado, se todas as terras fossem convertidas. Os custos de oportunidade para a conservação de remanescentes florestais diminuíram ao longo do tempo enquanto os proprietários de terras desmatavam ilegalmente suas áreas florestais privadas, deixando menos florestas para serem conservadas. Considerando que sob o antigo CFB estas áreas desmatadas ilegalmente eram tratadas como passivos ambientais, a nova legislação isenta os agricultores de grande parte da carga de restauração em todo o bioma de florestas do Mato Grosso, da ordem de 12.000-18.000 km². As economias de custos sobre a legislação anterior seriam de cerca de US\$ 2,5-3 bilhões com as despesas de restauração, próximo do equivalente ao custo de oportunidade atribuído às restrições ambientais anteriores.

Além disso, a possibilidade de realizar compensações reduziu ainda mais os custos de oportunidade das exigências para a restauração restante, ao permitir que os agricultores comprem CRA de propriedades com área excedente de RL no próprio estado. A aquisição de cotas de reserva legal ao invés de realização de reflorestamento na propriedade poderia levar a uma economia global de US\$ 1 bilhão

ou mais.²² Isto, porém, poderia minar o potencial que a lei deveria ter de funcionar como um incentivo para aumentar a cobertura florestal. Algumas áreas sujeitas ao desmatamento legal têm custos de oportunidade significativamente mais elevados do que outras áreas de florestas que não são passíveis de desmatamento. As terras remanescentes passíveis de desmatamento legal sob a nova legislação têm um potencial para a produção de soja ou de carne de cerca de US\$ 370 milhões em termos de valor presente líquido, e, muito provavelmente, serão convertidas para esse fim. A perspectiva de que essas áreas poderiam ser compradas para a conservação é muito pouco provável, dada a disponibilidade de propriedades com menor custo de oportunidade na fronteira da floresta. Se apenas essas áreas forem usadas para a compensação, ao invés de realizar a restauração no local, o impacto global em termos do aumento da cobertura florestal será reduzido, em relação ao caso sem compensação.

Em resumo, a eficiência na implementação de CRA estará estreitamente relacionada com a escala em que é permitida a compensação, com a inclusão de Unidades de Conservação e com a relação de custos de oportunidade para os potenciais vendedores com os custos de restauração para os potenciais compradores. Os elevados custos de transação e de monitoramento implicam em fricção que pode impedir a eficiência e restringir as negociações.

4.3 Preocupações com a equidade

A nova legislação florestal (parágrafo § 4º do artigo 44 da Lei nº 12.651 / 2012) estipula que as pequenas propriedades (até quatro módulos fiscais) também podem emitir títulos de CRA. A regulamentação de CRA sob este parágrafo ainda depende da implementação de uma legislação específica por cada estado brasileiro. Apesar de as pequenas propriedades poderem, desse modo, desempenhar um papel fundamental no mercado

de CRA, o fato é estimado que apenas 17% dessas propriedades possuem títulos plenamente registros e suprem as exigências de comprovação de propriedade (Soares-Filho, 2014). Isto implica em um grande desafio para assegurar a participação das pequenas propriedades no mercado de CRA (além daquele associado aos custos de transação), considerando a exigência de que os emitentes de CRA devem ter direitos de propriedade regularizados na forma de títulos de terras registrados.

Os entrevistados concordaram que a anistia geral sobre as exigências de restauração do desmatamento ilegal prévio em propriedades menores que quatro módulos fiscais foi responsável pela maior parte da redução da demanda potencial de CRA. Ao mesmo tempo, a possibilidade de emitir CRA usando toda a vegetação remanescente em tais propriedades - em vez de apenas a RL excedente com base nos atuais limites específicos do bioma - foi responsável por uma parte substancial do aumento do potencial de oferta de CRA. Propriedades menores agora não têm mais passivos históricos, mas elas ainda estão sujeitas às regras que regem a futura mudança no uso da terra, e estão habilitadas a compensar qualquer área remanescente em suas propriedades daqui para frente. Micol et al. (2013), por exemplo, destacam que os assentamentos da reforma agrária e pequenas propriedades agrícolas de até quatro módulos fiscais têm um total de 6,7 Mha de oferta potencial de CRA só em Mato Grosso, o que representa 54% da oferta total em áreas de floresta²³ e 28% da oferta no Cerrado. Desse total, 1,4 Mha (21%) é passível de desmatamento legal uma vez que excedem as exigências do novo CFB.

Além disso, de acordo com Soares-Filho (comunicação pessoal), enquanto que sob o antigo CFB a oferta excedente só seria suficiente para equacionar até 50% do déficit em áreas de demanda, sob a nova legislação florestal a oferta de CRA potencial é suficiente para compensar até 92% do déficit de RL, de acordo com uma estimativa quantitativa com base nas disposições legais. Isto significa que será necessária muito pouca restauração para atingir o cumprimento da lei, dependendo dos custos de CRA. Assim,

22 Em 2009, a área superavitária remanescente sob floresta em RL capaz de ser legalmente derrubada e, portanto, disponível para este tipo de negociação, era de 8.646 km². Nos termos da legislação de 2012, essa negociação reduziria a carga de restauração para aproximadamente 75.000 km² - 68.000 km². Isto reduziria os custos diretos de restauração (p.ex., plantio de mudas) em cerca de US\$ 8 milhões. O custo de oportunidade poderia ser reduzido em cerca de US\$ 585 milhões (Stickler et al., 2013).

23 Estes números se referem às áreas com florestas no Mato Grosso, que são definidas como aquelas no bioma amazônico, ecótonos transicionais, e outras florestas que circundam o Pantanal.

a permissão para um uso mais amplo de CRA - um movimento pensado inicialmente para resolver um problema de equidade ao extinguir os passivos de pequenas propriedades - poderia resultar na redução do valor econômico total do mercado de CRA devido ao forte aumento do volume de oferta, bem como pela eliminação da demanda de pequenos produtores. Por sua vez, baixos valores de CRA significam baixa compensação para os proprietários que mantiveram as florestas em pé além de suas obrigações legais. A justa preocupação em favorecer os pequenos agricultores, assim, cria um *trade off* em relação à outra justa preocupação de favorecer adequadamente os proprietários de terras que historicamente conservaram excedentes florestais.

Ter claros direitos de posse da terra é um requisito fundamental para a emissão de CRA, o que poderia levar à exclusão de pequenos proprietários, uma vez que poucos deles têm a clara posse da terra. A insegurança da posse também afetará propriedades maiores em regiões como a Amazônia. As regras para o cadastro no CAR permitem que propriedades não tituladas iniciem a sua regularização ambiental, mas isso não implica no processo de reconhecimento dos direitos de propriedade. As CRA, no entanto, não permitem a compensação até que a área a que se aplicam as cotas seja delimitada em um título de propriedade legalmente registrado (§ 1º do art. 45 da Lei 12.651 / 2012). A lei define ainda que qualquer desmatamento adicional que ocorrer dentro dessa área delimitada é de responsabilidade do vendedor, não do comprador.

Além disso, o grande número de pequenas propriedades cria um desafio para trazê-las para o mercado a um baixo custo de transação. Uma possibilidade prevista por vários entrevistados para superar os custos de transação é que grupos privados (representando investidores) ou órgãos públicos (por exemplo, governos locais) atuem como “agregadores”, a fim de prestar assistência técnica e promover a escala. No estado do Espírito Santo, onde quase todas as propriedades estão abaixo de quatro módulos fiscais, a legislação estadual determina que cada propriedade deve registrar a sua RL e gozar de assistência técnica do governo do estado, mas essa é uma exceção à regra (Raul do Valle, comunicação pessoal).

Em uma abordagem distinta, Chomitz (2004) considera que a criação de um sistema de TDR em Minas Gerais tenderá a gerar rendas para proprietários que têm áreas muito grandes, mas estes estão longe de serem os mais ricos, uma vez que geralmente eles detêm áreas de solos fracos ou improdutivos, ou de acesso remoto, que servem primariamente como uma “reserva de valor”. Este grupo representa menos de 20% dos proprietários de terras de Minas Gerais, mas mais de três quartos da área total. Se, devido aos custos de transação, apenas os grandes proprietários participarem das negociações, haveria apenas uma ligeira redução na quantidade estimada de florestas postas sob proteção. No entanto, é necessária maior atenção às implicações distributivas de tal opção de restrição do mercado.

4.4 Instrumentos complementares na combinação de políticas

Micol et al. (2013) constataram que a efetividade da demanda potencial para compensação de RL em Mato Grosso vai depender da fiscalização das exigências legais por parte do governo (através de comando e controle), pelas cadeias de fornecimento (pela imposição de restrição de acesso aos mercados) e pelo setor financeiro (que impõe exigências para acessar créditos). Esta observação pode ser generalizada para o Brasil.

Os instrumentos de mercado, como o TDR, exigem que a demanda seja estimulada por imposição regulatória de um teto ou pela exigência de reserva mínima (Barton et al., 2011). A proteção ambiental fornecida por um sistema como esse reside nesse teto estabelecido (Vatn et al., 2011), de modo que ele só é viável em contextos onde a regulamentação direta está em funcionamento, e é devidamente fiscalizada. Esta é uma questão essencial para o caso brasileiro das CRA, pois esse instrumento nunca foi plenamente implementado devido à falta de demanda. Apesar da redução nas taxas de desmatamento desde 2004 poder ser creditada às melhorias na abordagem de comando e controle para a fiscalização ambiental ao longo da última década (p. ex., Börner et al. 2014), deficiências na fiscalização da aplicação do antigo CFB provocaram um maior acúmulo de passivos do que o cumprimento da norma. A nova legislação trouxe consigo a expectativa de passar o apagador no passado de modo que um novo

começo permita a fiscalização do cumprimento da lei, e isso tem levado à um aumento na expectativa de que aumente a conformidade. Isso torna mais urgente a necessidade de um melhor desenho para a implementação do instrumento de CRA. A possibilidade de associar este mercado ao emergente mecanismo de REDD+ e ao PSA, os quais poderiam fornecer fontes ampliadas de demanda para a proteção das florestas, também merece uma reflexão mais aprofundada, dadas as garantias oferecidas pelo registro de CRA para a permanência da floresta em pé (Raul do Valle, pessoal comunicação).

Por outro lado, a adição de CRA ao aparato existente de comando e de controle pode representar um enfraquecimento dessa estrutura, uma vez que isso pode levar à possibilidade de que áreas críticas para a restauração de florestas degradadas sejam compensadas de forma barata com CRA, que pode não corresponder aos objetivos de conservação estabelecidos em alguns estados. As CRA podem vir de terras não ameaçadas de desmatamento, longe das áreas onde a cobertura florestal é mais necessária. Isto sugere a necessidade de políticas de incentivos complementares, junto com certas restrições bem desenhadas para as negociações - de modo a direcionar as compensações para as áreas prioritárias para a conservação, bem como para assegurar que pelo menos parte do déficit seja sanado pela restauração de áreas de demanda - enquanto, ao mesmo tempo, mantenha liquidez suficiente para que o mercado de CRA funcione. Mesmo que a compensação ocorra com CRA de terras sob ameaça de desmatamento, outra preocupação crítica é a garantia do monitoramento e fiscalização suficientes para que essas áreas permaneçam de fato protegidas.

Os incentivos financeiros também poderiam ser implementados para aumentar a provisão de benefícios da conservação florestal e da restauração, através de um esquema de Compra de Direitos de Desenvolvimento e / ou de um sistema de PSA, por exemplo. Os incentivos financeiros também poderiam ser usados para assegurar o cumprimento mais completo da lei e, possivelmente, para criar uma distribuição mais equitativa dos custos das opções de conformidade e da renúncia ao desenvolvimento (Börner et al. 2015). Os custos para completar o cadastro no CAR e para a estruturação e negociação de títulos de CRA

implicam em transações adicionais. Uma vez que as compensações são voluntárias, o financiamento para aquisição de CRA e / ou para os custos de restauração pelo sistema bancário representa um importante pré-requisito para o cumprimento da lei. A própria estruturação do mercado de CRA continua a ser um território disputado, onde alguns estados, como São Paulo, buscando estabelecer plataformas de negociação através da Bolsa de Valores BOVESPA, enquanto o governo federal propõe um sistema único de títulos através do Banco Central.

Os sistemas de certificação que regulam a produção agrícola destinada a mercados específicos também podem contribuir positivamente pelo aumento da demanda para a efetividade ambiental e de cumprimento da lei. No entanto, o risco dos efeitos de vazamento que seguem a implementação rigorosa das regras, na ausência da correspondente intensificação agrícola em áreas já desmatadas deve ser considerado. O cumprimento integral do antigo CFB poderia ter causado a conversão de ecossistemas naturais atualmente desprotegidos para terras agrícolas, a fim de compensar a produção agrícola perdida. O vazamento é uma preocupação igualmente válida em relação aos sistemas de certificação, dependendo do tamanho da região geográfica em consideração. Finalmente, a produção certificada pode não ser uma opção para os produtores sem capacidade para atender todas as exigências (sobre alguns aspectos da produção, mas também relacionadas com o monitoramento, contabilidade e elaboração de relatórios).

O governo federal deveria disponibilizar melhores critérios gerais a serem aplicados em nível nacional. Os estados e as suas agências ambientais devem assumir seus papéis como organizadores, reguladores e agências de monitoramento de TDR. Alguns estados já desenvolveram mecanismos para gestão da bases de dados dos sistemas de propriedades em nível local que têm se mostrado fundamentais para subsidiar o planejamento do uso da terra e da conservação, especialmente para assegurar que os custos de transação de CRA para os atores privados não sejam proibitivos.

Soares-Filho (2014) afirma que o primeiro desafio crucial é convencer o setor do agronegócio de seus ganhos potenciais com a nova legislação florestal. Mesmo que as atividades de fiscalização

da lei tenham se intensificado nos últimos anos, historicamente os proprietários de terras tiraram vantagens da fiscalização governamental relativamente fraca das leis ambientais. Uma questão estratégica particularmente relevante é como o setor ligado à pecuária vai reagir à nova lei uma vez que, de longe, a área de pastagens supera a área agrícola no Brasil e a maior parte da produção é destinada ao mercado interno. A anistia concedida pela nova legislação florestal poderia levar à percepção de que é improvável que os desmatadores ilegais sejam processados, e que eles

podem até voltar a receber nova anistia em futuras reformas legais. Para enfrentar esse desafio, o Brasil deve continuar a investir em sua capacidade de monitoramento e fiscalização. Os sistemas de monitoramento do desmatamento por satélite mantidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) precisam ser expandidos para outros biomas brasileiros e adaptados para detectar mudanças sutis no uso da terra, incluindo a degradação florestal e o desmatamento no cerrado, em matas ciliares e em pequenos remanescentes da Mata Atlântica.

5 Resumo e conclusões

Com base em nossa avaliação da experiência adquirida com os instrumentos de TDR nos Estados Unidos, fica claro que a força de tais mercados ambientais é em grande parte dependente do escopo de aplicação dos direitos à terra negociáveis e da existência de demanda suficiente para as cotas de uso da terra. Se o mercado local para a comercialização de cotas é fraco ou confinado a uma área excessivamente restrita, pode ser preciso estimular os preços através da criação de “bancos” ou da compra complementar de direitos de desenvolvimento. No geral, o fator mais importante é a existência de legislação clara e passível de fiscalização em ambas as áreas de oferta e de demanda que exija que as negociações aconteçam para que sejam atingidos os objetivos dos proprietários, tanto dos que necessitam de desenvolvimento, ou adequação ambiental, no caso. Pode ser necessário estabelecer um limiar para o crescimento das áreas de oferta, de modo a aumentar o valor das cotas para proprietários de áreas de demanda. A presença de um “banco” de TDR ou de um depositário envolvendo a aquisição pública de direitos de desenvolvimento e sua posterior liberação para o mercado quando a demanda se materializar representa outro componente potencial do sucesso dos sistemas de TDR.

A maioria dos estudos sobre o potencial de CRA no Brasil concorda com a experiência internacional de que a efetividade ecológica e a viabilidade econômica do mecanismo estão fortemente associadas ao escopo do mercado. Os estudos que comparam diferentes cenários concluem que quanto maior o escopo, maiores são as possibilidades de transações no mercado. Além disso, os custos para os compradores serão mais baixos e o volume total do mercado tende a ser maior. Por outro lado, no caso de chegar a um escopo excessivamente amplo de negociações na escala de biomas, isso poderia reduzir os preços

potenciais das cotas até reduzir valor do mercado global no agregado (Biofílica / ICONNE, 2013). Além disso, como Sparovek (2012) adverte, um escopo muito amplo para o mercado de CRA resultar rá em perda de funções ecossistêmicas.

Como o Brasil é um país extenso, assim como a área de seus biomas, um escopo de mercado abrangendo o bioma inteiro pode resultar em concentração da conservação em áreas onde há baixo risco de desmatamento, devido à baixa aptidão para a agricultura ou à grande distância do mercado. A proteção dessas áreas, já passivamente protegidas, implicaria em nula adicionalidade ambiental (“ar quente”). Além disso, há muitas tipologias e ecossistemas diferentes dentro do mesmo bioma que poderiam acabar sendo subrepresentadas em um escopo mais amplo. A perspectiva de mercados segmentados que abordem melhor tanto os custos de oportunidade quanto os critérios ambientais deveria ser contemplada no âmbito da definição de prioridades dos estados, conforme definido pelas regulamentações complementares de maio de 2014. A modelagem das ameaças de desmatamento associada com a presença de estradas e com a influência de frigoríficos aplicada em cenários construídos por Soares-Filho et al. (2014) deve se tornar parte dessa estratégia.

Por outro lado, estudos mostram que quando o escopo do mercado apresenta algumas restrições - como ocorre na lei atual, que permite a negociação dentro de biomas, mas define prioridades para negociação para além das fronteiras estaduais - alguns biomas e estados como a Mata Atlântica e Caatinga têm perspectivas mais baixas de realização de negociações ambientalmente eficazes. Isto ocorre porque há falta de oferta de áreas florestais excedentes, eliminando a possibilidade de negociação, ou há um excesso substancial de oferta, em relação à demanda. Um excesso de oferta de

baixo custo no mercado poderia resultar em preços muito baixos de CRA dessas áreas de florestas, reduzindo os incentivos e falhando a desencorajar o desmatamento legal.

Isto implica que, em geral, há um *trade-off* entre um escopo mais amplo, com menores custos de oportunidade e maior volume de transações, estimulando o mercado em algumas regiões, e um escopo mais restrito com efetividade ecológica mais localizada, em outras regiões, e maior potencial para o direcionamento para áreas prioritárias para a conservação. Deste modo, provavelmente o sistema de negociações precisará de uma ‘mãozinha’ dos órgãos reguladores para alcançar um conjunto equilibrado de objetivos. A realização de simulações pré-negociação, bem como ajustes reais do sistema por tentativa e erro, quando este estiver em execução, podem ajudar a subsidiar o processo. Outra possibilidade é a criação, complementarmente, de um “banco” federal ou de um programa de Compra de Direitos de Desenvolvimento para ajudar a gerenciar as transferências interestaduais.

Outro ponto importante levantado pelos estudos é a diferenciação entre o “excedente” legalmente “desmatável” e aquele “não desmatável”, mas que ainda assim pode ser vendido como CRA devido a regras diferentes para as propriedades com menos de quatro módulos fiscais e à presença de Zoneamento Ecológico Econômico, sob a nova legislação. Por definição, estes excedentes têm diferentes custos de oportunidade. Em um mercado com excesso de oferta de áreas sem adicionalidades, essa diferença significa que parte do excedente que pode ser legalmente desmatada tende a ser convertida, na ausência de fortes incentivos adicionais para a conservação. Neste caso, o mercado de CRA irá desempenhar um papel de compensar alguns proprietários de terra que desistirão de desmatar sua floresta excedente, mas, provavelmente, não vai evitar todos os novos desmatamentos que poderiam ocorrer em um outro cenário. Além disso, o bioma Mata Atlântica apresenta custos de oportunidade que se diferenciam daqueles em outras partes do Brasil, uma vez que a “Lei da Mata Atlântica”²⁴ praticamente proíbe o desmatamento no bioma caso não tenha forte justificativa.

O impacto potencial do instrumento em termos de eficácia para a conservação pode ter sido ainda mais diluído com o decreto de 05 de maio de 2014²⁵, que expandiu a possibilidade de comércio de cotas fora do estado com o conceito de “área prioritária” que poderia ser utilizada para compensação. Isto resultou em um aumento adicional na oferta potencial que, somado com a drástica redução na demanda (causada pela anistia dada pela legislação de 2012), pode reduzir a eficácia ecológica da CRA. Isso aumenta a probabilidade de que as CRA tenderão a ser emitidas apenas em áreas muito marginais com custos de oportunidade muito baixos e com pouco risco de desmatamento.

Seguindo o mesmo argumento, se o mercado fosse dominado por CRA oriunda de Unidades de Conservação, como simulado por Biofilica / ICONNE (2013), isso também apresentaria baixa adicionalidade, pois essas áreas já estão protegidas e acabariam sendo usadas para reduzir as exigências para a restauração em outras áreas. Para evitar que isto ocorra, os estados devem ser estimulados a elaborar seus Programas de Regularização Ambiental (PRA) incluindo a definição de áreas prioritárias dentro do seu território. Isto será importante para garantir que os excedentes florestais no interior do estado sejam valorizados, e para reduzir o risco de que elas sejam desmatadas.

Quando se discute a eficiência econômica do instrumento, os estudos e entrevistas indicam que a implementação de um mercado para CRA pode contribuir adicionando valor monetário à vegetação nativa conservada em propriedades privadas. Porém, nenhuma das simulações calcula os custos de transação envolvidos. A maioria reconhece que a literatura diz que tais custos devem ser muito elevados e, por vezes, proibitivos, mas este aspecto ainda exige mais pesquisas empíricas. Outra opção para melhorar a liquidez poderia ser a constituição de bancos de crédito suportados por recursos públicos, como em alguns casos de TDR nos Estados Unidos. A única hipótese discutida (mas não testada) é a de que quanto maior é o escopo geográfico do mercado, maiores serão os custos para o monitoramento e fiscalização do funcionamento do sistema quando compradores e vendedores estão longe um do outro, como, por exemplo, em dois estados diferentes.

24 Lei N. 11.428/2008.

25 Artigo 16 do Decreto 8.235/2014.

A maioria dos entrevistados concordou que o valor das CRA será insuficiente para cobrir os custos de oportunidade da produção agrícola, embora possa compensar em alguns casos como na regeneração natural em pastagens marginais de baixa produtividade. Assim, a venda de CRA de áreas de oferta pode vir a atuar mais como um prêmio de consolação para aqueles que preservaram mais do que o exigido por lei, bem como para os pequenos agricultores que derrubaram todas as suas florestas. Alguns entrevistados (Carrascosa, Valle) mencionaram a duração dos contratos como uma variável chave para a eficiência econômica. Alguns proprietários de terras estão mais interessados em servidões temporárias do que permanentes, devido à possibilidade de mudar o *status* da área mais tarde, se o valor das CRA já não for de interesse financeiro. Embora tais servidões não tenham sido usadas muitas vezes sob o antigo CFB, devido à insuficiente pressão para o seu cumprimento, esta opção pode se tornar preferível nos termos da legislação vigente.

Poucos estudos abordaram os aspectos distributivos e de equidade do mercado de CRA. Os custos de transação podem excluir a maior parte das propriedades de menor porte do mercado. Embora a lei exija especificamente que os estados devam prestar assistência técnica aos pequenos agricultores para o registro no CAR e para a emissão de CRA, ainda há muito a ser feito para assegurar que essas propriedades serão capazes de participar no mercado e receber uma compensação financeira para as suas áreas de vegetação natural. Uma vez que a maioria dos pequenos proprietários não possui títulos formais de posse da terra, pelas exigências da legislação eles não estariam habilitados a emitir CRA. Uma possibilidade prevista para apoiar a sua participação seria incentivar os agentes de mercado a trabalharem como “agregadores”, prestando assistência técnica e promovendo escala.

Dois pontos mencionados por Chomitz (2004) têm influência sobre a equidade: 1) um mercado restrito a propriedades maiores tende a ter menores custos médios de transação porque esses proprietários têm maior facilidade em lidar com as vicissitudes burocráticas desse tipo de mercado e seu reduzido número representa substancialmente menor esforço administrativo para as autoridades públicas. 2) A restrição a grandes propriedades também poderia ser mais eficaz para a conservação,

porque essas propriedades concentram a maior parte das áreas de excedentes (especialmente fragmentos maiores) e também costumam contar com a pressão de cadeias de fornecimentos no lado da demanda. Assim, esses fatores deveriam ser ponderados em relação às preocupações sobre a participação dos pequenos produtores.

A nova legislação florestal mudou as regras para o cálculo de excedentes para as pequenas e médias propriedades (até quatro módulos fiscais), a fim de abordar as implicações distributivas dos requisitos de RL, e para dar mais vantagens a elas. Alguns estudos mostram que os pequenos agricultores e assentados poderiam ter uma forte participação na oferta de CRA (e nenhuma participação na demanda, por definição). No entanto, esta perspectiva ainda não foi testada na prática.

Em última análise, um ponto frequentemente citado nos estudos é a viabilidade institucional do monitoramento e fiscalização de tais sistemas. O mercado de CRA, como qualquer sistema de TDR, requer um sistema de cadastro robusto e também uma operacionalização muito boa do processo de monitoramento. Isto é particularmente relevante onde devem ser envolvidos e integrados diferentes estados e distintos sistemas. A importância da fiscalização é crucial: sem pressão do governo, dos bancos e das cadeias de fornecimento para forçar os proprietários de terras em direção à conformidade com a RL não haverá qualquer demanda e, portanto, não haverá mercado. Desse modo, a credibilidade do monitoramento e das sanções por não cumprimento da lei é uma pré-condição fundamental para o sistema funcionar ou não.

Em conclusão, o que os estudos e entrevistas mostram é que, apesar das grandes expectativas que estão sendo colocadas nas CRA no contexto da nova legislação florestal, o seu potencial de mercado para criar incentivos significativos para a conservação tem sido severamente prejudicado pela anistia, a redução de passivos e, pelo menos em algumas regiões, a permissão para as negociações interestaduais. De modo algum as CRA são uma panaceia que vai resolver todos os problemas de conservação das florestas em terras privadas no Brasil. Para se tornar eficaz, as CRA devem ser utilizadas em combinação com outros instrumentos, e não os substituir. De fato, outros instrumentos que remunerem os proprietários de terras ao adotarem melhores práticas e protegerem

as florestas remanescentes, como pagamentos por serviços ambientais ou crédito subsidiado, podem ser ambientalmente mais eficazes do que as CRA – atualmente, um instrumento projetado mais para reduzir o custo para o cumprimento da lei, embora no futuro possam haver sinergias importantes entre todos estes instrumentos e objetivos. Acima de tudo, a efetividade das CRA vai depender do efetivo monitoramento e fiscalização das restrições de uso da terra contidas na própria legislação florestal, em conjunto com os contínuos esforços para motivar a restauração de áreas degradadas na paisagem produtiva.

5.1 Considerações para pesquisas posteriores

Nossa revisão das potenciais dificuldades e oportunidades associadas à implementação do mercado de CRA no Brasil está longe de esgotar as questões colocadas neste debate. Para fornecer uma avaliação mais completa, uma série de questões surge como demanda para pesquisas mais aprofundadas, enumeradas a seguir.

1. Como poderiam ser ajustadas e ponderadas as negociações de CRA emitidas por áreas com diferentes pressões de desmatamento, de forma a melhorar a conservação das florestas? Como essas ponderações nas negociações poderiam ser ajustadas, de forma a melhorar os resultados de conservação da biodiversidade? Como um Índice de Benefícios Ambientais (*Environmental Benefits Index*, como o adotado nos EUA no Programa de Reservas de Conservação - *Conservation Reserve Program*) poderia operar neste contexto?
2. Em que medida a inclusão no mercado de CRA emitidas em Unidades de Conservação e / ou CRAs transacionadas entre os estados afetará o potencial para a conservação e restauração de florestas, e os valores ambientais associados?
3. Que incentivos positivos são necessários e / ou que restrições complementares precisam ser definidas para as compensações (por exemplo, diferentes pesos para unidades de área de oferta em relação às áreas de demanda), de modo a assegurar que pelo menos parte do déficit seja equacionado através de restauração nas áreas de demanda?
4. Se a diferenciação dos valores ambientais não for política ou tecnicamente viável, devem ser consideradas as oportunidades para estabelecer restrições do mercado dentro dos estados e por tipos de propriedades. Quais seriam as implicações de custos e de escala de mercado de tais restrições para compradores e vendedores, e suas implicações relativas à efetividade, eficiência e equidade?
5. Quais níveis de fiscalização e de sanções, em caso de não cumprimento da lei, são necessários para assegurar a demanda adequada para o cumprimento, inclusive via CRA?
6. Que perspectivas existem para conectar a compensação de CRA às emergentes estratégias de implementação de REDD+ e de pagamentos por carbono e outros serviços ambientais?
7. Quais são as interações de CRA com iniciativas corporativas voluntárias de governança nas cadeias de suprimentos para o desmatamento zero relacionado com *commodities* agrícolas, bem como com iniciativas mais amplas do setor, como a moratória para a soja e os acordos para a pecuária com desmatamento zero?
8. Como a opção por servidões temporárias para as negociações de CRA pode afetar a manutenção de florestas em pé ou a sua restauração? Quais seriam as implicações de custo de tais restrições para compradores e vendedores?

6 Referências

- Azevedo, A. A. 2009. Legitimação da insustentabilidade? Análise do Sistema de Licenciamento Ambiental de Propriedades Rurais— SLAPR (Mato Grosso). PhD dissertation, Federal University of Brasília, Brasília, DF, Brazil.
- Azevedo, A.A., Nepstad, D., Bezerra, T. Stabile, M.C.C., Lopes, L., Alencar, A., Castro, I., Moutinho, P., Stickler, C. 2013. Mato Grosso no Caminho para Desenvolvimento de Baixas Emissões: custos e benefícios da implementação do Sistema Estadual de REDD+. Brasília, IPAM.
- Barton, D.N., Lindhjem, H., Ring, I., Santos, R. 2011. 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.
- Bernasconi, P. 2013. Custo-efetividade ecológica da compensação de reserva legal entre propriedades no estado de São Paulo. Master's Thesis, Instituto de Economia da Universidade de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo, Brazil.
- Bioflica, icone. 2012. O futuro mercado de compensações de Reserva Legal: potenciais e perspectivas. (.ppt file)
- Börner J, Wunder S, Wertz-Kanounnikoff S, et al. 2010. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: scope and equity implications. *Ecological Economics* 69: 1272-1282.
- Börner J, Wunder S, Wertz-Kanounnikoff S, et al. 2014 Forest law enforcement in the Brazilian Amazon: Costs and income effects. *Global Environmental Change* 29: 294-305.
- Börner J, Marinho E and Wunder S. 2015 Mixing Carrots and Stickstoff Conserve Forests in the Brazilian Amazon: A Spatial Probabilistic Modeling Approach. *PLoS ONE* 10: e0116846.
- Bvrio, 2014. Bolsa Verde do Rio de Janeiro. Available at: www.bvrio.org.br
- Chomitz, K. M. 2004. Transferable Development Rights and Forest Protection: An Exploratory Analysis. *International Regional Science Review*, v. 27, n. 3, p. 348–373, 1 jul.
- Chomitz, K. M.; Thomas, T. S. Brandão, A. S. 2005. The economic and environmental impact of trade in forest reserve obligations: a simulation analysis of options for dealing with habitat heterogeneity. *RER*, Rio de Janeiro, vol. 43, nº 04, p. 657-684.
- Cuomo, A.; Perales, C. 2011. *Transfer of Development Rights*. Secretary of State, Albany, NY.
- Ecosystem Marketplace. 2012. U.S. Conservation Banking. from http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/web.page.php?section=biodiversity_market&page_name=uscon_market
- Ecosystem Marketplace. 2014. US Wetland Banking: Market Features & Rules. The Katoomba Group. http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/web.page.php?section=biodiversity_market&page_name=uswet_market
- Fox, J., & Nino-Murcia, A. 2005. Status of species conservation banking in the United States. *Conservation Biology*, 19(4), 996-1007.
- Gibbs, H. et al. 2015. Brazil's Soy Moratorium: Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. *Science*, 347(6220): 377-378.
- Jakle, A. 2013. Proceedings: Forum on Conservation Finance, Creative Approaches to Sustain Land and Water. Laramie, Wyoming: Ruckelshaus Institute of Environment and Natural Resources.
- Johnston, R.A., Madison, M.E. 1997. From Landmarks to Landscapes: A Review of Current Practices in the Transfer of Development Rights. *Journal of the American Planning Association* 63(3): 365–378.

- Kaplowitz, M. D., Machemer, P., & Pruetz, R. 2008. Planners' experiences in managing growth using transferable development rights (TDR) in the United States. *Land Use Policy*, 25, 378-387.
- Machemer, P.L., Kaplowitz, M., Eden, T.C., 1999. *Managing growth and addressing urban sprawl: The transfer of development rights*. Michigan State University East Lansing, MI.
- McConnell, V., Walls, M. 2009. U.S. Experience with Transferable Development Rights. *Review of Environmental Economics and Policy* 3, 288-303.
- Micol, L.; Abad, R.; Bernasconi, P. 2013. Potencial de aplicação da Cota de Reserva Ambiental em Mato Grosso. Instituto Centro de Vida - ICV: Cuiabá.
- Morris, K. 2014. Sky is limit for air rights in NYC. *Wall Street Journal*. April 24, 2014.
- Nepstad, D.C. et al. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344, 1118 – 1123. DOI: 10.1126/science.1248525
- NJ Future. 2010. Realizing the Promise: Transfer of Development Rights in New Jersey A Report of the New Jersey TDR Statewide Policy Task Force. Trenton, NJ, USA.
- Pires, M.O. 2013. O cadastro ambiental rural : das origens às perspectivas para a política ambiental. Brasília: Conservação Internacional.
- Pruetz, R.; Standridge, N. 2009. What makes transfer of development rights work? *Journal of the American Planning Association* 75(1): 78-87.
- Rajão, R.; Soares-Filho, B. 2015. Cotas de reserva ambiental (CRA): viabilidade econômica e potencial do mercado no Brasil. 1. ed. Belo Horizonte: IGC/UFMG.
- Reid, S.K. 2007. Estimating the impact on agencies and users of transferable development rights: an empirical study of the Lake Tahoe system. Master's Thesis, University of Nevada.
- Santos, R., Clemente, P., Antunes, P., Schroter-Schlaack, C., & Ring, I. 2011. Offsets, Habitat Banking and Tradable Permits for Biodiversity Conservation. In I. Ring & C. Schröter-Schlaack (Eds.), *Instrument Mixes for Biodiversity Policies, POLICYMIX Report* (Vol. 2/2011). Leipzig: Helmholtz Centre for Environmental Research. Available at <http://policymix.nina.no>
- Soares-Filho, B. S. 2013. Impacto da revisão do Código Florestal: como viabilizar o grande desafio adiante? Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência. 28p. Disponível em: <http://www.sae.gov.br/site/?p=15735>.
- Soares-Filho, B.; Rajão, R.; Macedo, M.; Carneiro, A.; Costa, W.; Coe, M.; Rodrigues, H.; Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* v. 344. 363-364.
- Solimar Research Group. 2003. Tahoe Basin Marketable Rights Transfer Program Assessment. Ventura, California.
- Sparovek, G.; Berndes, G.; Barretto, A.G.O.P.; Klug, I.L.F. 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science & Policy* 16: 65–72.
- Sparovek, G.; Berndes, G.; Klug, I.; Barretto, A. 2010. Brazilian Agriculture and Environmental Legislation: Status and Future Challenges. *Environmental Science & Technology* 44 (16), 6046-6053.
- Stavins, R. N. 1995. Transaction costs and tradable permits. *Journal of Environmental Economics and Management* 29: 133-48.
- Stickler, C. M.; Nepstad, D. C.; Azevedo, A. A.; McGrath, D. G. 2013. Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian FC in Mato Grosso. *Phil Trans R Soc B* 368: 20120160.
- US EPA. 2014. Mitigation Banking Factsheet: Compensating for Impacts to Wetlands and Streams. from <http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbanking.cfm>
- US FWS. 2003. *Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Banks*. Washington, D.C.
- USFWS. 2012. Conservation Banking: Incentives for Stewardship. from https://www.fws.gov/endangered/esa-library/pdf/conservation_banking.pdf
- VATN, A. et al. 2011. Can markets protect biodiversity? An evaluation of different financial mechanisms. Noragic Report No. 60.
- Wang, H., Tao, R., Tong, J. 2009. Trading Land Development Rights under a Planned Land Use System: The “Zhejiang Model” and Its National Implications. *China & World Economy* 17(1): 1 – 17.
- Wright, R. 1968. *The Law of Airspace*. Indianápolis: Bobbs-Merrill.

Anexo 1. Descrição de programas de TDR norte-americanos

Os TDR têm sido utilizados de forma eficaz para permitir aumentos de densidade em empreendimentos residenciais, de modo a permitir que áreas de terras com maiores aptidões agrícolas e áreas para a conservação sejam preservadas. Os TDR foram utilizados principalmente a partir de 1993 nos pinheirais de Long Island, no estado de Nova Iorque (NYS). As negociações ocorreram a partir de 52.200 acres [12.133 ha] (principais áreas de oferta) e adjacentes 47.500 acres [19.223 ha] de Áreas de Crescimento Compatível (*Compatible Growth Areas*, áreas de oferta menos restritivas), para proteger um aquífero regionalmente importante servindo 1,8 milhões de pessoas. Três distritos em Suffolk County, NYS (Brookhaven, Riverhead e Southampton) estão envolvidos no plano, os quais registraram 737 parcelas de servidões perpétuas de conservação, e estabeleceram uma Câmara de Compensação para Créditos de Pine Barren (PBC) para transacionar esses instrumentos através de leilões. As áreas de demanda foram designadas através de planos de zoneamento abrangentes, em nível de distritos municipais. Pela lei do estado de Nova Iorque, as áreas de oferta também têm que demonstrar capacidade em prover serviços municipais para absorver a densidade residencial adicional. Em 2013, ocorreram 745 transações, e o valor do PBC (média de 2,5 acres [1,01 ha] / parcela) subiu para quase US\$ 65.000, para um valor total de mais de US\$ 33 milhões.²⁶

Um esquema semelhante de TDR foi criado em 1985 na Reserva Nacional de Pineland (*Pineland National Preserve*), em Nova Jersey (NJ), em quatro condados que recobrem o crítico aquífero Cohansey, que abrange 1 milhão de acres (cerca de 405 mil ha). Aos proprietários de terras em áreas classificadas como tendo pior qualidade

²⁶ Para atualizações regulares sobre o programa e sua documentação, consulte http://www.pb.state.ny.us/chart_pbc_main_page.htm#Plan_and_Handbook.

no zoneamento foi oferecida a oportunidade de negociar Créditos de Desenvolvimento Pineland (*Pineland Development Credits*), para assim conter o uso da terra com atividades agrícolas, de silvicultura, do manejo de fauna e da pesca e recreação de baixa intensidade. Cada crédito representa 39 acres (15,8 hectares) de terras agrícolas de terra firme (ou 2/10 de crédito por 39 acres de terras em zonas úmidas), cada crédito sendo negociável por uma unidade residencial adicional em áreas de demanda em zonas menos restritas da região do pinhal. Um Banco de Crédito de Desenvolvimento de Pinelands (*Pinelands Development Credit Bank* - PDC) foi criado para registrar e facilitar a transação desses créditos,²⁷ e um município criou um mecanismo de troca de créditos de desenvolvimento local, permitindo que créditos negociados em Burlington County pudessem ser recebidos em qualquer lugar na região de Pinelands. Um total de cerca de 51.700 acres (20.923 ha) foram transacionados em 2013 por um valor médio de US\$ 30.000 para os PDC em meados da década de 2000 (Pinelands Development Credit Bank, 2013), estimulando a criação, em 2004, de uma legislação que habilitasse operações de TDR em todo o estado. No entanto, devido a pesadas exigências de planejamento e para demonstrar a capacidade de densidade adicional, até 2010 nenhuma área adicional havia sido protegida através de TDRs, no estado (NJ Future, 2010).

²⁷ Para essa certificação, o *Pinelands Development Bank Credit* exige a seguinte documentação da propriedade: um requerimento, a escritura, uma pesquisa de título de 60 anos, uma pesquisa de 20 anos de hipotecas e sentenças em tribunais superiores e inferiores, uma cópia do mapa fiscal mostrando o imóvel em questão, uma carta de quaisquer detentores de hipotecas indicando que eles entendem que a terra será onerada por uma ação de restrição, e uma ação de restrição assinada, apropriada ao contexto de localização da propriedade.

O programa de TDR no Condado de Montgomery, Maryland é considerado um dos esquemas mais bem-sucedidos. Em 2008 ele tinha preservado mais de 50.000 acres (20.235 ha) de terra agrícola de alta qualidade e de espaços abertos no densamente desenvolvido corredor de Baltimore / Washington, DC, através da transferência de mais de 8.000 direitos de desenvolvimento, representando 75% de todas as terras agrícolas preservadas no County (Pruetz e Standridge, 2009).

Introdução da Troca de Habitat

A troca de habitat é concebida como a próxima geração de bancos para a conservação (de espécies ameaçadas). Como bancos de conservação de sentido estrito, a troca de habitat é uma forma de mitigação compensatória com base nas seções 7 e 10 da Lei de Espécies Ameaçadas (*Endangered Species Act*) dos EUA. Ao contrário dos bancos de conservação, ao invés de ser baseado nas práticas de mercado, a troca de habitat é baseada no desempenho, ou resultados, do mercado. Mercados baseados no desempenho geralmente têm menores custos administrativos e de conservação, abordando simultaneamente a preocupação de que nem todo habitat para as espécies é igual,²⁸ questões que emergiram para bancos de conservação convencionais. Enquanto os créditos de bancos para a conservação são geralmente medidos em acres, créditos para a troca de habitat são medidos em acres funcionais. Os créditos decorrentes de uma parcela de terra levam em conta fatores quantitativos (acres), bem como a qualidade do local, que expressa a qualidade do habitat no local e a qualidade da paisagem circundante. A qualidade

da parcela de terra é determinada por medição das características de habitats específicos relevantes para a espécie de interesse.

Empreendedores cujas atividades causariam impactos negativos sobre o habitat devem comprar créditos de troca de habitats com base na diferença de área funcional impactada antes e após a implementação de seus projetos. Os proprietários de terras podem criar créditos para restaurar ou proteger a terra (por exemplo, pela implantação de uma servidão permanente para conservação) - no entanto, para assegurar a sua adicionalidade, os únicos créditos que podem ser inseridos no mercado são aqueles que resultam da diferença entre a área de terra funcional antes e depois da melhoria do habitat (por exemplo, se um proprietário de terras tinha 100 hectares com 40% de qualidade do habitat - ou 40 acres funcionais - e planta espécies nativas, remove feições prejudiciais à paisagem, etc., para elevar a qualidade do habitat para 100%, o seu terreno agora é de 100 acres funcionais, dos quais 60 podem ser inseridos no mercado). Além disso, tal como outros bancos para a conservação, as trocas de habitats envolvem uma razão de mitigação para garantir um ganho líquido de habitat para a espécie de interesse (ou, pelo menos, para que não haja perda líquida), ou para compensar incertezas. A razão de mitigação varia conforme a espécie. O mercado de trocas de habitat ainda está em fase de desenho e desenvolvimento, mas deve ser lançado até o final de 2014 para o galo das pradarias-pequeno (*Tympanuchus pallidicinctus*) e, logo em seguida, para o tetraz-cauda-de-faisão (*Centrocercus urophasianus*) (mais informações disponíveis em <http://www.thehabitatexchange.org/>).

28 O conceito por trás disso é que a troca de habitat é semelhante a uma avaliação de uma casa: duas casas com a mesma área podem ter valores diferentes.

As *publicações ocasionais do CIFOR* contém resultados de pesquisa que são significantes para o manejo florestal nos trópicos. O conteúdo é revisado por especialistas internos e externos.

O Código Florestal do Brasil (FC) requer que todas as propriedades privadas rurais mantenham uma proporção fixa da sua área em vegetação natural como uma “reserva legal” cujas proporções são diferenciadas por bioma. Os proprietários de terra têm muitas vezes ignoradas a lei. Atingir seu pleno cumprimento exigiria uma restauração cara em áreas convertidas para outros usos. Mudanças recentes no FC preveem que os proprietários possam “compensar” a sua escassez de reserva legal através da compra de excedentes existentes ou restaurações obrigatórias em outras propriedades. Este artigo discute questões políticas críticas a respeito de Cotas de Reserva Ambiental (CRA). Examinamos a eficácia ambiental relativa da CRA, a sua eficiência na utilização dos recursos e a sua justiça social, bem como potenciais problemas de implementação. Permitindo a compensação com base na conservação fora do local pode permitir atividades agropecuárias mais eficientes e menos fragmentadas, bem como a conservação das florestas, em comparação com a proposição de conservação padronizada proporcionalmente. A CRA, como uma opção para a compensação, possui grande apelo intuitivo, embora persistem controvérsias em relação a sua implementação. Neste artigo revisamos a experiência internacional com instrumentos econômicos semelhantes, bem como estudos brasileiros que simulam os potenciais resultados da CRA. Entrevistas com os principais atores a respeito do instrumento complementam a revisão da literatura. Terminamos com uma avaliação sintética das implicações dos nossos resultados para a implementação da política.



PROGRAMA DE
PESQUISA SOBRE
Florestas, Árvores e
Agroflorestas

Esta pesquisa foi conduzida pelo CIFOR, como parte do Programa de Pesquisa do CGIAR sobre Florestas, Árvores e Agroflorestas (CRP-FTA). Este programa colaborativo visa melhorar o manejo e o uso de florestas, agroflorestas e recursos genéticos de árvores distribuídos por toda a paisagem, de florestas a fazendas. O CIFOR lidera o CRP-FTA em parceria com Bioversity International, o CATIE, o CIRAD, o Centro Internacional de Agricultura Tropical e o Centro Mundial Agroflorestal.

cifor.org

blog.cifor.org



Fund



Norad



Centro de Pesquisa Florestal Internacional (CIFOR)

O CIFOR contribui para o bem-estar humano, a conservação ambiental e a equidade, realizando pesquisas para servir de base para as políticas e práticas que afetam as florestas nos países em desenvolvimento. O CIFOR é um membro do Consórcio do CGIAR. Nossa sede fica em Bogor, na Indonésia, com escritórios na Ásia, África e América Latina.

