

Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas

Strategies for supporting the conservation of secondary tropical forests embedded in modified landscapes

Pedro Henrique Santin Brancalion^I, Ricardo Augusto Gorne Viani^{II},
Ricardo Ribeiro Rodrigues^I, Ricardo Gomes César^I

^IUniversidade de São Paulo. Piracicaba, São Paulo, Brasil

^{II}Universidade Estadual de Campinas. Campinas, São Paulo, Brasil

Resumo: Apesar de pesquisas apontarem a importância das florestas tropicais secundárias para a conservação da biodiversidade e provimento de serviços ambientais, este ecossistema vem sendo continuamente substituído por atividades antrópicas, sendo degradado pela recorrência das perturbações oriundas dessas atividades. Neste contexto, além da compreensão dos processos de geração, da função e do desenvolvimento das florestas secundárias, elas deveriam ser alvo de políticas públicas que possibilitassem não somente sua manutenção em paisagens modificadas pelo homem, mas também seu avanço sucessional, com conseqüente potencialização do seu papel de conservação de biodiversidade e de serviços ambientais. Neste trabalho, revisamos as causas da destruição e degradação das florestas secundárias em paisagens modificadas pelo homem e sugerimos estratégias para a definição de políticas públicas baseadas em aspectos ecológicos, socioeconômicos e legais de manejo e de conservação florestal para dois cenários distintos – paisagens tropicais muito e pouco modificadas – aqui exemplificadas, nos biomas Mata Atlântica e Amazônia, respectivamente. Estas estratégias estabelecem uma abordagem nova e holística para promover e sustentar um futuro mais favorável em termos de conservação da biodiversidade e provimento de serviços ambientais para as florestas secundárias nos trópicos e, em especial, no Brasil.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Amazônia. Florestas secundárias. Biodiversidade. Desmatamento. Sucessão ecológica.

Abstract: While research demonstrates the utmost importance of tropical secondary forests for biodiversity conservation and the provision of ecosystem services, these forests are being continuously converted for agriculture, as well as being degraded by a variety of human-induced disturbances. Therefore, in addition to understanding the formation, functioning, and development of tropical secondary forests, it is also vital that the protection and maturation of secondary forests become a focus of public policies aimed at maximizing the conservation of biodiversity and provision of ecosystem services in human-modified landscapes. Here we review the drivers of the conversion and degradation of tropical secondary forests in human-dominated Brazilian landscapes. Based on this review, and examples of successful reforestation initiatives, we propose policy options based on ecological, socioeconomic, and legal aspects of forest management and conservation for two contrasting scenarios – high- and low-modified tropical landscapes, exemplified by the Brazilian biomes of the Atlantic Forest and Amazon respectively. This framework provides a new and more holistic approach for sustaining and promoting a favorable outlook for the conservation of secondary forests in Brazil and across the tropics in general.

Keywords: Atlantic Forest. Amazon. Secondary forests. Biodiversity. Deforestation. Ecological succession.

BRANCALION, P. H. S., R. A. G. VIANI, R. R. RODRIGUES & R. G. CÉSAR, 2012. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 7(3): 219-234. Autor para correspondência: Pedro Henrique Santin Brancalion. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Departamento de Ciências Florestais. Av. Pádua Dias, 11. Piracicaba, SP, Brasil. CEP 13418-900 (pedrob@usp.br).

Recebido em 12/09/2012

Aprovado em 06/12/2012

Responsabilidade editorial: Toby Gardner



INTRODUÇÃO

Florestas secundárias são as florestas que se regeneram, principalmente por processos naturais, nas áreas em que florestas primárias foram removidas ou sofreram impactos humanos ou distúrbios naturais significativos (Chokkalingam & De Jong, 2001). Estimativas apontam que, já no início deste século, as florestas tropicais secundárias representavam mais de 35% da área florestal nos trópicos (ITTO, 2002). Em regiões tropicais, como a Oceania, América Central, Caribe, sul e sudeste asiático e nas porções central, ocidental, oriental e sul da África, as florestas secundárias representam geralmente mais de 70% da área total florestal remanescente (FAO, 2010). Embora a América Latina tenha a maior cobertura de floresta tropical primária, próxima a 80% (FAO, 2010), o rápido avanço da fronteira agrícola nos últimos anos tem levado a um aumento considerável da extensão de florestas secundárias. Apesar das florestas tropicais secundárias serem peças chave para a conservação da biodiversidade remanescente em paisagens modificadas pelo homem (Gardner *et al.*, 2009), estudos recentes demonstram que, se considerados isoladamente, cada fragmento de floresta secundária inevitavelmente abriga menor diversidade que fragmentos florestais primários (Barlow *et al.*, 2007; Gibson *et al.*, 2011). Não obstante, a prestação de importantes serviços ambientais, como a estocagem de carbono, pode ser reduzida em florestas secundárias em seus estágios sucessionais iniciais e intermediários, em comparação com os estágios mais avançados e com as florestas primárias (Schnitzer *et al.*, 2011). Consequentemente, há uma demanda urgente para a proteção das florestas secundárias, visando possibilitar sua perpetuação e maturação sucessional, a qual resultaria em ganhos consideráveis de conservação da biodiversidade e provisão de serviços ambientais para a sociedade.

No entanto, em conflito com esta ideia, a destruição de florestas e sua conversão para outros usos do solo ainda ocorrem em velocidades alarmantes em muitos países. Mundialmente, entre os anos 2000 e 2010, cerca de 13

milhões de hectares de florestas primárias e secundárias foram convertidos para outros usos ou perdidos devido a causas naturais (FAO, 2010). Além disso, a maioria das florestas tropicais no mundo sofreu e vem sofrendo severa superexploração de seus recursos naturais, além de perturbações oriundas das áreas agrícolas e urbanas do entorno, particularmente em países como Brasil, Indonésia, México, Índia e Peru, onde os níveis de impactos ambientais são alarmantes (Bradshaw *et al.*, 2010). Em particular, o Brasil foi listado como o país que tem o maior impacto ambiental absoluto entre todos do mundo (Bradshaw *et al.*, 2010), sendo que a maior parte desse impacto pode ser atribuída ao desmatamento e à degradação de florestas tropicais, incluindo as florestas secundárias. Devido ao seu complexo padrão de ocupação do solo, o Brasil apresenta diversos cenários de cobertura florestal e de degradação. Ao mesmo tempo em que possui a maior floresta tropical do mundo, a floresta amazônica, outros biomas predominantemente brasileiros, como a Mata Atlântica, hoje são representados por fragmentos florestais pequenos, degradados e isolados (Ribeiro *et al.*, 2009).

No Brasil, atuam com conservação florestal, de forma geralmente conjunta, instituições públicas, entes privados e organizações não governamentais sem fins lucrativos. Na esfera pública, destacam-se os órgãos federais Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Instituto Chico Mendes e Serviço Florestal Brasileiro e estaduais, por meio das secretarias de meio ambiente e de outros órgãos. Na esfera privada, proprietários rurais e suas associações representativas têm um papel de destaque via planejamento agrícola e ambiental na conservação florestal em áreas particulares. No entanto, mesmo quando alguns desses grupos desenvolvem políticas públicas relacionadas à conservação e manejo de florestas tropicais, normalmente não há distinções claras entre as estratégias adotadas em florestas secundárias, em diferentes níveis de maturidade sucessional, e primárias. Assim, as necessidades específicas e oportunidades geradas por florestas tropicais secundárias

em paisagens antropizadas não têm sido devidamente consideradas nas políticas públicas em curso no Brasil.

Apesar disso, alguns avanços recentes no planejamento agrícola e ambiental de regiões do Brasil forneceram lições valiosas para a perpetuação e maturação sucessional de florestas secundárias inseridas em paisagens tropicais com atividades de produção. Neste trabalho, revisamos as causas da destruição e da degradação das florestas secundárias em paisagens modificadas pelo homem. Com base nestas causas e em iniciativas bem sucedidas, sugerimos estratégias de políticas públicas baseadas em aspectos ecológicos, socioeconômicos e legais do manejo e conservação florestal para dois cenários distintos – paisagens tropicais muito e pouco ou recentemente modificadas – exemplificados nos limites brasileiros dos biomas Mata Atlântica e Amazônia, respectivamente. Estas estratégias estabelecem uma abordagem nova e holística para promover e sustentar um futuro mais favorável em termos de conservação da biodiversidade e provimento de serviços ambientais para as florestas secundárias nos trópicos e, em especial, no Brasil.

CAUSAS DA DESTRUIÇÃO E DEGRADAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS SECUNDÁRIAS EM PAISAGENS ALTERADAS

Fragmentos florestais secundários inseridos em paisagens alteradas vêm sendo ciclicamente destruídos ou mantidos em estágios iniciais de sucessão em razão da recorrência de distúrbios antrópicos originados do desmatamento para a agricultura, da fragmentação ou da degradação (Neeff *et al.*, 2006). Apesar de haver muitas causas para o desmatamento (Geist & Lambin, 2002), as principais são: conversão de floresta para a prática de agricultura tradicional de corte e queima, mineração, expansão urbana e da fronteira agrícola (Rudel *et al.*, 2009; DeFries *et al.*, 2010). O desmatamento causa um retorno da área a uma condição inicial na linha do tempo da sucessão florestal. Mesmo nos casos da agricultura de corte e queima ou em regime de pousio – situações comuns no passado na Mata

Atlântica (Dean, 1996) e ainda presentes em certas regiões da Amazônia (Metzger, 2002) –, o aumento da demanda por terra cultivável tem diminuído o período entre os ciclos de abandono e uso e, conseqüentemente, comprometido a qualidade das florestas secundárias formadas após o abandono da área (Metzger, 2002).

Apesar de algumas regiões de florestas tropicais, tal como as áreas mais recentemente desmatadas da Amazônia hoje ocupadas predominantemente por pastagens, apresentarem algum nível de transição florestal – isto é, a recuperação espontânea de florestas em áreas anteriormente desmatadas que foram abandonadas devido a razões socioeconômicas diversas (ver exemplos para o Brasil em Perz & Skole, 2003 e Baptista & Rudel, 2006) –, isso não ocorre em áreas dedicadas à agricultura tecnificada, baseada na produção de *commodities* em larga escala, tal como na maioria das áreas da Mata Atlântica.

Até 2050, é esperado um aumento populacional mundial de 50% e a produção de alimentos deverá dobrar ou triplicar nesse período (Godfray *et al.*, 2010). Quando somamos a isto as demandas por combustível, fibra e madeira, temos um cenário dramático de uso futuro do solo (Smith *et al.*, 2010). Conseqüentemente, haverá grande competição por terra nos trópicos para a produção de *commodities* agrícolas e muitas florestas secundárias, e até mesmo primárias, podem sucumbir a isto num futuro próximo. Como resultado, qualquer estratégia que envolva manter fragmentos florestais em paisagens alteradas deverá incluir aspectos socioeconômicos e políticos.

Com o desmatamento, não somente a floresta em si é perdida, mas também ocorrem mudanças na estrutura da paisagem, que podem gerar degradação indireta nas florestas remanescentes devido à fragmentação do *habitat* e seus efeitos negativos imediatos na manutenção da biodiversidade (Laurance *et al.*, 2006; Lôbo *et al.*, 2011). Dependendo do grau de fragmentação, formam-se paisagens com poucos e pequenos fragmentos florestais remanescentes – um cenário limitante para a manutenção da biodiversidade em regiões tropicais e muito comum na

Mata Atlântica –, o que pode levar à regressão da sucessão até que a floresta atinja um nível estável de degradação (Tabarelli *et al.*, 2008). A degradação florestal mantém os fragmentos florestais em um constante estado inicial de sucessão, podendo até, em alguns casos, causar o retorno a um estágio anterior da sucessão.

Da mesma forma que mudanças intensas na configuração da paisagem promovem indiretamente a degradação, a recorrência de perturbações nas florestas tropicais secundárias oriundas do manejo das áreas agrícolas e urbanas pode causar dificuldades adicionais para a maturação sucessional destes fragmentos. Por exemplo, o manejo de algumas culturas, como pastagens, comuns na Amazônia, e cana-de-açúcar (devido à queimada realizada antes da colheita), abundante na Mata Atlântica, ainda se baseia no uso do fogo em algumas regiões, o qual, por sua vez, é um risco potencial para a conservação de fragmentos de floresta secundária (Rodrigues *et al.*, 2011). Adicionalmente, construir novas estradas em fronteiras de colonização e pavimentar estradas existentes na Amazônia podem aumentar significativamente a quantidade, intensidade e frequência de incêndios em regiões tropicais, especialmente na borda de florestas (Nepstad *et al.*, 2001; Cochrane & Laurance, 2002). Exceto nas formações vegetais onde o fogo ocorre naturalmente, como no cerrado, a queima da vegetação impacta negativamente a sucessão florestal, diminuindo a regeneração natural, a diversidade e densidade do banco de sementes, empobrecendo a fauna etc. (Cochrane & Schulze, 1997).

Florestas tropicais secundárias também são diretamente afetadas pela superexploração de seus recursos naturais para atender às demandas da população (ver exemplos em Parry *et al.*, 2009 e Peres, 2010). A superexploração de madeira, em particular, pode limitar severamente o desenvolvimento de florestas secundárias até estágios mais avançados de sucessão em paisagens muito alteradas, pois os indivíduos arbóreos maiores – elementos chave na estrutura e funcionalidade da floresta –

são os preferencialmente removidos. O impacto da queda das árvores e da remoção dos troncos da floresta pode abrir grandes clareiras e afetar significativamente a estrutura do dossel, levando a um processo de retardamento ou estagnação sucessional (Nepstad *et al.*, 1999; Pereira Jr. *et al.*, 2002). Apesar do avanço significativo das técnicas de manejo florestal sustentável nos últimos anos (Macpherson *et al.*, 2010), a maior parte das populações biológicas exploradas no Brasil ainda está consideravelmente ameaçada, juntamente com seus *habitats*, em especial pelas atividades madeireiras (Fernandez *et al.*, 2012).

Além dos efeitos negativos diretos na estrutura, composição e funcionamento das florestas tropicais secundárias, efeitos esses resultantes dos fatores de distúrbio citados anteriormente, muitos outros fatores indiretos podem prejudicar a trajetória sucessional destas florestas e impedir que avancem para florestas maduras. Estes fatores atuam como filtros ecológicos, reduzindo a permanência de alguns grupos de espécies importantes na floresta madura e facilitando a regeneração de outros grupos comuns na floresta secundária degradada, que retardam ou impedem que a floresta evolua sucessionalmente. Por exemplo, em alguns casos, a dominância do dossel por lianas hiperabundantes e intolerantes à sombra pode colapsar a sucessão secundária, que, por sua vez, pode levar à drástica alteração nas taxas de extinção e colonização de espécies arbóreas e arbustivas em florestas secundárias (Laurance, 2002; Schnitzer & Bongers, 2002), devido às limitações impostas ao recrutamento e crescimento causadas pela competição por luz e água (Schnitzer *et al.*, 2000; Toledo-Aceves & Swaine, 2008). Como resultado, a proliferação de lianas em florestas secundárias reduz o estoque de carbono em florestas tropicais (Schnitzer *et al.*, 2011).

De forma semelhante às lianas, árvores pioneiras favorecidas pela perturbação podem dominar florestas secundárias sob intenso efeito de borda e substituir espécies climáticas (Tabarelli *et al.*, 2012), e bambus podem se proliferar em detrimento de outros grupos biológicos

em florestas sujeitas à degradação (Lima *et al.*, 2012). Este processo pode levar a uma forte homogeneização e simplificação biótica dos remanescentes de florestas tropicais secundárias inseridos em paisagens hiperfragmentadas da Mata Atlântica, resultando na perda de espécies endêmicas e de grupos funcionais chave de plantas (Santos *et al.*, 2008; Lôbo *et al.*, 2011). Por fim, a extinção ecológica de grandes vertebrados, devido à superexploração e/ou alteração do *habitat*, pode limitar o recrutamento de espécies vegetais, em especial daquelas com sementes grandes, em florestas secundárias inseridas em paisagens da Mata Atlântica muito alteradas pelo homem (Silva & Tabarelli, 2000). Considerando que a maioria das espécies de sementes grandes é tardia na sucessão, a perda de fauna apresenta-se como um filtro ecológico evidente para a maturação sucessional de florestas secundárias.

ESTRATÉGIAS PROPOSTAS PARA FLORESTAS TROPICAIS SECUNDÁRIAS INSERIDAS EM PAISAGENS MUITO ALTERADAS: O ESTUDO DE CASO DA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica consta entre os cinco biomas prioritários para a conservação no mundo, devido à sua diversidade biológica excepcional e altos níveis de endemismo e de pressão humana (Myers *et al.*, 2000). A cobertura florestal restante deste bioma, cerca de 12%, está concentrada, em sua maioria, na forma de fragmentos pequenos, degradados e isolados, sendo que mais de 80% dos fragmentos remanescentes são menores do que 50 ha (Ribeiro *et al.*, 2009). Além disso, a Mata Atlântica concentra em seu território 62% da população brasileira e 80% do produto interno bruto do país.

Apesar das florestas tropicais secundárias, isoladamente, terem comprometido o seu papel na conservação da biodiversidade, principalmente em cenários nos quais foram excessivamente degradadas, em conjunto essas florestas são ainda o principal reservatório de biodiversidade em paisagens muito modificadas pelo homem (Rodrigues *et al.*, 2011).

Dessa forma, é premente que se invista mais na proteção e manejo de remanescentes de florestas secundárias, por menores e mais degradados que sejam, para assegurar a persistência da biodiversidade e a melhoria do provimento de serviços ambientais, cada vez mais demandados pela sociedade.

ASPECTOS ECOLÓGICOS

Na Mata Atlântica, assim como em outros ecossistemas ameaçados, a primeira ação a ser adotada para possibilitar um futuro mais promissor para as florestas secundárias é a proteção imediata das florestas maduras, pois elas abrigam uma porção considerável de espécies endêmicas, raras e ameaçadas (Paese *et al.*, 2010). Estes remanescentes florestais maduros serão fundamentais para fornecer material biológico e, com isso, permitir a maturação das florestas secundárias remanescentes inseridas na paisagem regional, ou seja, o futuro das florestas secundárias depende da integridade das florestas primárias ou em avançado estágio de sucessão.

A segunda ação a ser adotada é a devida proteção dos remanescentes de florestas secundárias dos distúrbios antrópicos discutidos anteriormente. No entanto, na maioria dos casos, apenas a proteção contra degradação não será suficiente para possibilitar a maturação sucessional dessas florestas secundárias inseridas em paisagens muito fragmentadas, pois a maioria dos remanescentes já pode ter ultrapassado os limites de sua resiliência, impossibilitando a regeneração natural espontânea (Tabarelli & Gascon, 2005). Nestes casos, recomendamos a terceira ação, que consiste na adoção de manejo adaptativo, visando favorecer a maturação sucessional das florestas secundárias.

As opções de manejo adaptativo incluem: 1) controle seletivo de lianas hiperabundantes, buscando facilitar o recrutamento de espécies arbóreas (Schnitzer & Carson, 2010); 2) erradicação de espécies invasoras (Simberloff *et al.*, 2011); e 3) realização de plantios de enriquecimento de espécies finais da sucessão, para reintroduzir e/ou favorecer as populações de espécies

endêmicas, raras ou ameaçadas, e de grupos funcionais chave (Lamb *et al.*, 2005). A proliferação de formigas cortadeiras (Corrêa *et al.*, 2010) e de bambus (Lima *et al.*, 2012) também pode retardar a maturação de florestas secundárias na Mata Atlântica, mas seus aspectos ecológicos ainda precisam ser melhor investigados antes que ações de larga escala sejam adotadas.

Complementando estas recomendações, é indispensável manejar a paisagem onde estes fragmentos estão imersos, principalmente promovendo a restauração ecológica para melhorar a conectividade na paisagem (Aronson & Le Floch, 1996), permitindo o estabelecimento de corredores e trampolins ecológicos a fim de incrementar a conectividade funcional entre fragmentos florestais secundários e destes com as florestas maduras, outrora isolados na paisagem. Outra possível ação é a implantação de sistemas agroflorestais e/ou plantios comerciais silviculturais na borda dos fragmentos florestais secundários, visando reduzir o efeito de borda. Estes elementos serão de grande importância para permitir os fluxos biológicos na paisagem entre as florestas em diferentes estágios de sucessão, fluxos esses essenciais para o avanço sucessional de florestas secundárias, por meio do recrutamento de espécies climáticas com limitações para a dispersão. Adicionalmente, a restauração ecológica pode ser usada para melhorar a forma e/ou aumentar a área nuclear dos remanescentes florestais excessivamente expostos aos efeitos de borda.

ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS

Apesar da madeira ser o principal produto extraído de florestas tropicais, sua extração não é uma ação recomendável para as florestas secundárias remanescentes inseridas em paisagens muito fragmentadas, como as pertencentes à Mata Atlântica. Mesmo que fossem adotados métodos de colheita de baixo impacto, reduzindo eventuais danos à estrutura florestal, as consequências negativas da colheita podem ser intensificadas pela extrema fragmentação a qual estes fragmentos estão sujeitos, que

resultam em elevada vulnerabilidade ecológica, além do fato dessa extração reduzir a capacidade de produção de propágulos de espécies climáticas que facilitariam sua trajetória de recuperação sucessional. Adicionalmente, a produção madeireira sustentável é viável economicamente somente em florestas muito extensas e contínuas, onde ocorrem indivíduos com valor comercial em quantidade suficiente para que ciclos de exploração possam ser definidos em longo prazo.

Nossa proposta é que a produção de madeira nobre seja estimulada nas paisagens fragmentadas apenas por meio de reflorestamentos em áreas marginais, de baixa aptidão agrícola, especialmente planejada em projetos de restauração ecológica (Rodrigues *et al.*, 2009). No entanto, a exploração de produtos florestais não madeireiros pode ser uma alternativa interessante para esses fragmentos de florestas secundárias em algumas regiões muito fragmentadas, embora ainda haja carência de estudos que elucidem os possíveis impactos dessa exploração sobre as florestas remanescentes (Ticktin & Shackleton, 2011).

As florestas tropicais fornecem uma vasta gama de produtos florestais não madeireiros (Wunder, 1998; Molnar *et al.*, 2004). Por exemplo, os frutos da palmeira *Euterpe edulis*, ameaçada de extinção e endêmica da Mata Atlântica, vêm sendo recentemente explorados em florestas secundárias para produção de polpa, na região costeira do estado de São Paulo (Brancalion *et al.*, 2012). Além de contribuir para a proteção das florestas secundárias por meio da conservação pelo uso, a exploração de frutos de *E. edulis* pode contribuir para a maturação sucessional dessas florestas secundárias, pois diversos vertebrados frugívoros consomem os frutos dessa palmeira (Fadini *et al.*, 2009). Sem esse tipo de manejo, a maioria das palmeiras é cortada para a produção de palmito, levando à extinção local de populações dessa espécie.

Outra ação recomendada para as florestas primárias e secundárias das paisagens muito fragmentadas é a viabilização do pagamento por serviços ambientais (PSA). Em paisagens altamente fragmentadas, o valor

dos remanescentes florestais aumenta, já que tem potencializado o seu papel como fornecedores de serviços ambientais essenciais para a sociedade. Este é o caso, por exemplo, da Mata Atlântica, que abriga a maioria dos projetos de PSA em andamento no Brasil (Guedes & Seehusen, 2011), com destaque para os projetos voltados à conservação dos recursos hídricos.

Esses projetos surgiram com a criação do Programa Produtor de Água pela Agência Nacional de Águas (ANA, s.d.) e visam reduzir a erosão e o assoreamento de mananciais no meio rural por meio de diversas práticas, entre elas, a conservação das florestas remanescentes. Um exemplo bem sucedido é o projeto Conservador das Águas em Extrema-MG, que remunera os produtores que adotam práticas para a restauração e a conservação de florestas em suas propriedades. O Conservador das Águas conta com mais de 100 produtores participantes e, embora o objetivo central seja a conservação dos recursos hídricos, os resultados demonstram aumentos da cobertura florestal e da conectividade da paisagem. Estes projetos têm um cenário favorável no Brasil, já que a Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) criou a figura dos Comitês de Bacia Hidrográfica, que podem institucionalizar a cobrança pelo uso da água e, assim, destinar parte deste recurso para a conservação dos recursos hídricos em regiões prioritárias.

Portanto, projetos de pagamento por serviços ambientais bem planejados e executados devem ser estimulados, pois podem trazer o incentivo financeiro necessário para que muitos proprietários rurais protejam as florestas primárias e secundárias remanescentes sob sua responsabilidade (Viani *et al.*, 2011) – uma estratégia muito válida para a conservação da biodiversidade, dado que a maioria dos fragmentos florestais remanescentes se encontra em propriedades privadas (Tabarelli & Gascon, 2005).

Como na Mata Atlântica a maior parte das propriedades agrícolas é regular do ponto de vista fundiário – diferentemente da Amazônia, onde áreas recentemente ocupadas ainda predominam –, estratégias que dependam da titularidade da terra e de maior segurança jurídica para

a manutenção do regime de posse da propriedade, como o PSA e ciclos longos de produção de madeira nativa, respectivamente, tendem a ser mais facilmente adotadas.

Além das oportunidades geradas pela exploração de bens e serviços ecossistêmicos, a sustentação socioeconômica da conservação e restauração de florestas na Mata Atlântica depende de um maior suporte público para o desenvolvimento de projetos. Iniciativas recentes demonstram um crescimento relevante de investimento de recursos governamentais em projetos de restauração desse bioma, tal como a Iniciativa Mata Atlântica, do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), o projeto Recuperação de Matas Ciliares, da Secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo, e o projeto Reflorestar, do estado do Espírito Santo.

ASPECTOS LEGAIS

Em paisagens altamente modificadas e antigas, como as que circundam os remanescentes de Mata Atlântica, os limites das terras agrícolas estão bem estabelecidos e os fragmentos florestais estão localizados em situações de menor aptidão agrícola ou protegendo os recursos hídricos. Apesar da expansão da fronteira agrícola não ser a principal causa do desmatamento nas regiões mais ricas do sudeste brasileiro, outras fontes de degradação surgem com o desenvolvimento econômico, como a especulação imobiliária, a mineração e os projetos de infraestrutura, como a duplicação de estradas, a construção de hidrelétricas e outros. No outro extremo deste exemplo, em algumas regiões pobres do nordeste brasileiro, formações vegetais únicas da Mata Atlântica vêm sendo transformadas em carvão, pela exploração de madeira para energia ou mesmo em polos de produção de cal virgem.

Neste contexto, instrumentos legais são os principais mecanismos efetivos para viabilizar a adoção de políticas públicas voltadas à conservação das florestas primárias e à recuperação das florestas secundárias remanescentes e para promover a interligação desses fragmentos na paisagem altamente fragmentada, por meio da restauração

de corredores ecológicos. Por exemplo, a lei federal 11.428, chamada de “Lei da Mata Atlântica”, proíbe ou estabelece fortes restrições ao desmatamento de fragmentos em estágios intermediários e avançados de regeneração desse bioma. O Código Florestal também estabeleceu, desde 1934, áreas onde o desmatamento seria proibido, tal como as Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal (Metzger, 2010). As Áreas de Preservação Permanente, em particular, principalmente aquelas localizadas nas margens de cursos d’água, exercem hoje papel essencial na proteção dos recursos hídricos e como corredores ecológicos na paisagem, ao passo que as Reservas Legais tornam obrigatória a manutenção de fragmentos florestais remanescentes, em sua maioria secundários, em propriedades privadas (SBPC/ABC, 2011).

Apesar da evidente importância das florestas maduras e secundárias deste bioma, menos de 10% da Mata Atlântica remanescente estão inseridos em unidades de conservação (Ribeiro *et al.*, 2009). Neste cenário, é evidente que a proteção deveria ser estendida para as florestas secundárias remanescentes em propriedades privadas. Um instrumento legal para possibilitar a perpetuação dos fragmentos florestais, incluindo florestas secundárias, dentro de propriedades privadas é a ferramenta de criação de “Reservas Particulares do Patrimônio Natural” (RPPN), estabelecida pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei 9.985, 2000). Estas reservas são criadas por livre escolha do proprietário da terra, mas o título só é dado a áreas com notável capacidade de contribuir para a conservação da natureza. Hoje, existem 1.073 RPPN no Brasil, abrangendo uma área de 700.000 ha (RPPN, s. d.).

Embora existam vários instrumentos legais para proteção e melhoria da qualidade dos fragmentos secundários da Mata Atlântica, falta estrutura, recursos humanos, pressão de outras áreas e arranjo para que eles sejam, de fato, aplicados na prática como deveriam. O Código Florestal, por exemplo, não foi eficaz até hoje, em especial no que diz respeito ao estabelecimento da Reserva Legal e à restauração das Áreas de Preservação Permanente.

Além de ter bons instrumentos legais, é imprescindível aprimorar a fiscalização, condicionar financiamentos públicos e licenciamentos ao atendimento desses instrumentos legais. Ou, talvez, o mais eficaz seja associar esses instrumentos legais existentes a estratégias de estímulo socioeconômico que promovam retorno financeiro aos proprietários das áreas, como os mecanismos de PSA, que geram pagamentos pela conservação ou melhoria da qualidade das florestas remanescentes. Portanto, políticas públicas que tentem conciliar os instrumentos legais de proteção com possíveis mecanismos financeiros de retorno devem ser estimuladas.

Como exemplo, podemos citar o mecanismo de ICMS Ecológico, presente em 14 estados brasileiros, que destina alíquota do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) para municípios que contam com áreas naturais e unidades de conservação (The Nature Conservancy, s. d.). Com o avanço deste mecanismo, esses recursos poderiam, por exemplo, retornar diretamente aos proprietários ou administradores das unidades de conservação ou serem ainda aplicados exclusivamente para o estabelecimento de novas unidades de conservação, tal como RPPN. Outro exemplo nesse sentido, embora ainda careça de avaliação de resultados práticos, é o recém-lançado programa PSA/RPPN do governo do estado de São Paulo (resolução SMA/SP 37/2012), que prevê o PSA diretamente aos proprietários rurais que possuem ou visam estabelecer ou melhorar a qualidade de RPPN.

ESTRATÉGIAS PROPOSTAS PARA FLORESTAS TROPICAIS SECUNDÁRIAS INSERIDAS EM PAISAGENS POUCO OU RECENTEMENTE ALTERADAS: O ESTUDO DE CASO DA AMAZÔNIA

A Amazônia é a maior área de floresta tropical do mundo. Apesar de vastas áreas deste ecossistema único já terem sido desmatadas, ainda restam mais de 85% de cobertura florestal da Amazônia brasileira, a maioria como florestas extensas e contínuas, sendo 12,6% dessa cobertura

representada por florestas secundárias (Neeff *et al.*, 2006). No entanto, observando a história recente de outros biomas brasileiros e as atuais taxas de desmatamento na região, o futuro da floresta amazônica é preocupante. Apesar de grandes projetos recentes de infraestrutura, como a hidrelétrica de Belo Monte, a expansão da fronteira agrícola ainda é a maior causa de desmatamento na Amazônia. Consequentemente, este bioma ainda estará sob a pressão da conversão para uso agrícola nas próximas décadas, portanto, um fator-chave a ser abordado é como remanescentes primários e secundários de floresta amazônica podem conviver com a ocupação humana.

Adiante, apresentamos novamente nossa abordagem ecológica, socioeconômica e legal para possibilitar a perpetuação e maturação sucessional de florestas secundárias inseridas em paisagens antrópicas, mas, desta vez, focando na Amazônia brasileira, um ecossistema tropical menos modificado ou modificado mais recentemente que a Mata Atlântica. Vale salientar que a Amazônia não é homogênea quanto à distribuição da cobertura vegetal, contando com vastas áreas de suas porções leste e sudeste que já atingiram níveis de desmatamento elevados, embora o desmatamento nessa região seja mais recente do que na Mata Atlântica. Estas áreas encontram-se hoje dominadas por pecuária e agricultura de grande escala, contrapondo as áreas ainda dominadas por florestas e produção agrícola em pequena escala das demais porções da Amazônia. Obviamente, estes cenários distintos exigem, com frequência, políticas e instrumentos específicos para que a conservação das florestas secundárias seja eficaz em cada caso.

ASPECTOS ECOLÓGICOS

A vasta extensão da floresta amazônica pode levar à conclusão errônea de que suas espécies não estão ameaçadas por distúrbios antrópicos. No entanto, Hubbell *et al.* (2008) estimam taxas de extinção de 20% e 33% para as espécies arbóreas na Amazônia brasileira em cenários otimista e não otimista, respectivamente. Não obstante, espécies símbolo da Amazônia, como

a castanha-do-Pará (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) e o mogno (*Swietenia macrophylla* King), estão ameaçadas pela superexploração (Snook, 1996; Peres *et al.*, 2003), ao mesmo tempo em que outras espécies se encontram submetidas a manejos que excedem sua capacidade de regeneração (Schulze *et al.*, 2008).

Portanto, as diferentes espécies florestais requerem estratégias específicas para o favorecimento da regeneração de populações naturais, o que pode incluir plantios de enriquecimento em florestas secundárias (Peña-Claros *et al.*, 2002; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2011). Considerando também que a retirada de árvores já afetou vastas áreas da Amazônia brasileira (Asner *et al.*, 2005) e que lianas tendem a colonizar grandes clareiras deixadas pela retirada seletiva de árvores (Vidal & Gerwing, 2004), florestas secundárias podem sofrer um retardamento sucessional causado pelo domínio do dossel por lianas pioneiras. Assim, o manejo de lianas hiperabundantes pode ser necessário para acelerar a sucessão florestal, como discutido anteriormente para a Mata Atlântica.

ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS

Como já foi discutido no início desta seção, o principal desafio para o futuro das florestas primárias e secundárias amazônicas será a crescente pressão por terras cultiváveis nas próximas quatro décadas, já que a produção de alimentos terá que dobrar ou triplicar até 2050 (Godfray *et al.*, 2010). Esta ameaça se torna clara ao examinarmos a redução de cobertura florestal no início da década de 2000, quando o aumento da demanda por terra, impulsionado pela alta no preço da soja, empurrou o desmatamento na Amazônia aos níveis mais altos da história. Portanto, uma questão-chave para o futuro das florestas tropicais, no Brasil e em outras regiões, é acomodar a produção agrícola em áreas já desmatadas, o que pode ser alcançado otimizando o uso das atuais áreas subutilizadas (Herrero *et al.*, 2010; Phalan *et al.*, 2011), especialmente as pastagens extensivas (Licker *et al.*, 2010).

Felizmente, existe um grande potencial para a tecnificação da agropecuária na floresta amazônica

brasileira. Cerca de 75% (211 milhões de hectares) de todas as áreas em uso no Brasil vêm sendo ocupadas para a pecuária extensiva, enquanto somente 60 milhões de hectares são usados para outras formas de produção agrícola (Sparovek *et al.*, 2010). Recentemente, Macedo *et al.* (2012) demonstraram que os aumentos de 74% e 91% na produção de soja no estado do Mato Grosso observados nos períodos de 2001 a 2005 e de 2006 a 2010, respectivamente, resultaram da expansão da lavoura sobre áreas ocupadas anteriormente por pastagens.

A tecnificação da pecuária é também uma forma de evitar a expansão da fronteira agrícola sobre as florestas para a produção de biocombustíveis (Lapola *et al.*, 2010). Como possível efeito negativo, a tecnificação da pecuária diminui a capacidade dessas áreas de naturalmente retornarem a uma condição florestal após o abandono, porém, a tendência é de que estas áreas não sejam novamente abandonadas e se mantenham permanentemente em uso. Portanto, se a expansão agrícola for acompanhada do aumento da produtividade pecuária por meio de pastagens mais bem manejadas e com maior índice de animais por área, seria possível aumentar a produção de alimentos sem conflitos com a conservação. O ponto da virada seria criar condições e estímulos para que os pecuaristas, de fato, promovam a tecnificação, o que depende de uma atuação forte e conjunta de órgãos públicos de difusão de tecnologia, extensão rural e de financiamento agrícola. Outro desafio é obter lucro da floresta de forma sustentável.

Em paisagens com vastas extensões de florestas, como é o caso de parte da floresta amazônica brasileira, a produção madeireira sustentável apresenta um enorme potencial para favorecer a manutenção das florestas em paisagens ocupadas pelo homem (Macpherson *et al.*, 2012). Esta estratégia ressoa com o fato de que 86% da madeira nativa explorada de forma predatória na Amazônia brasileira é comercializada nacionalmente, indicando uma grande demanda do mercado nacional para madeiras tropicais, que poderia ser atendida pelo manejo sustentável da floresta na Amazônia (Smeraldi & Veríssimo, 1999). No

entanto, esta estratégia não é recomendável para toda a Amazônia, uma vez que há paisagens muito modificadas dessa região onde a maioria dos remanescentes florestais foi intensamente degradada pela extração de madeiras comerciais (Asner *et al.*, 2005).

Em tais condições, a maioria dos indivíduos de grande porte de espécies comerciais é extraída de forma insustentável da floresta, resultando em grandes danos à estrutura florestal (Macpherson *et al.*, 2010). Como resultado, grandes áreas de florestas naturais permanecem degradadas em propriedades privadas, sem fornecer qualquer incentivo econômico para sua conservação, apesar da exigência imposta por instrumentos legais. Consequentemente, estes remanescentes são mais vulneráveis ao desmatamento para uso agrícola e à degradação, já que os proprietários não têm incentivos para proteger suas florestas contra o fogo, por exemplo.

Neste cenário, uma estratégia promissora para unir os interesses dos proprietários rurais e a perpetuação e maturação sucessional de florestas degradadas é o plantio de enriquecimento de espécies madeireiras de alto valor comercial em florestas secundárias e residuais (Oliveira, 2000; Peña-Claros *et al.*, 2002; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2011). Ao mesmo tempo em que esta estratégia agrega valor econômico aos remanescentes florestais primários degradados e secundários, também incentiva a proteção destes remanescentes contra fatores de degradação, já que a integridade destes passa a ser essencial para a colheita florestal futura.

Apesar do potencial econômico e ambiental, existem ainda importantes obstáculos para que o enriquecimento comercial de florestas secundárias na Amazônia se transforme numa atividade econômica relevante, a começar pelas linhas de financiamento disponíveis. Como a produção de espécies madeireiras nativas de alto valor de mercado é uma atividade que requer longos ciclos de produção, é essencial que ela seja amparada por linhas de financiamento específicas, que contemplem taxas de juros adequadas aos prazos demandados para o retorno do investimento.

Para ilustrar a importância desses incentivos, a silvicultura comercial apenas se expandiu no Brasil com base em um programa de incentivos fiscais adotado a partir de 1966, criando condições para que os atuais 6.615.000 ha de plantações florestais tenham se estabelecido no país (ABRAF, 2009). Uma vez que grandes fontes de recurso, como o Fundo Amazônia, não têm disponibilizado empréstimos a empresas e proprietários rurais, os quais detêm boa parte das florestas secundárias no bioma, é premente que bancos públicos e privados estabeleçam linhas de financiamento específicas para essa atividade num futuro próximo.

Além da madeira, diversos produtos florestais não madeireiros de elevada importância econômica são explorados na Amazônia, tanto para alimentação – como o açaí (*Euterpe oleracea* Mart., *E. precatoria* Mart.), a castanha-do-Pará (*Bertholletia excelsa*), a pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth), o cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum) – como para usos medicinais – como a andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.), o breu (*Protium* sp.) e a copaíba (*Copaifera* spp.). O uso múltiplo de remanescentes florestais, especialmente no caso do manejo florestal comunitário e em regiões de predomínio de pequenos agricultores e grandes áreas florestais, tem sido recentemente apontado como uma forma promissora de estimular a conservação florestal por meio do uso (Guariguata *et al.*, 2010, 2012). Como evidência disso, áreas de manejo florestal comunitário têm apresentado menores taxas de desmatamento do que as próprias áreas de proteção integral nos trópicos (Porter-Bolland *et al.*, 2012).

Finalmente, o pagamento por serviços ambientais, especialmente em projetos de sequestro de carbono através de Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação (REDD), pode ser um excelente complemento para todas as estratégias e cenários anteriormente discutidos, incluindo projetos em paisagens historicamente degradadas, como as da Mata Atlântica.

Ao mesmo tempo em que florestas tropicais são os maiores sumidouros de carbono atmosférico, contribuindo

com 34% da absorção global (Beer *et al.*, 2010), elas também são a principal fonte de emissões de carbono quando destruídas e queimadas (Zarin, 2012). Neste cenário, projetos de REDD se mostram apropriados para os trópicos, como demonstrado pelo projeto pioneiro iniciado em 2006 na Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Juma, no estado do Amazonas, onde será evitado o desmatamento de mais de 350 mil ha de floresta amazônica até o ano de 2050, tendo como suporte este mecanismo (CGEE/IPAM/SAE/PR, 2012).

A redução da degradação florestal por meio da exploração madeireira sustentável, ao invés dos métodos convencionais, também é uma forma promissora de estimular a recuperação e maturação sucessional de florestas (West, 2012). Concomitantemente, a restauração ecológica de fragmentos degradados também pode ser uma opção para pagamentos de REDD (Alexander *et al.*, 2011).

ASPECTOS LEGAIS

Além de proteger as florestas mais importantes para a conservação da biodiversidade, incluindo as secundárias, como já foi discutido no caso da Mata Atlântica, instrumentos legais devem garantir a possibilidade de manejo sustentável de produtos florestais madeireiros e não madeireiros em fragmentos florestais inseridos em paisagens tropicais menos modificadas. A conservação por meio do uso é uma forma promissora de unir os interesses dos proprietários rurais com a manutenção e proteção de grandes áreas de floresta tropical em propriedades privadas, mas esta atividade deve ser regulada pelo governo a fim de evitar a superexploração de populações nativas. Felizmente, isso já foi feito no Brasil, por exemplo. O Código Florestal brasileiro estabeleceu que pelo menos 80% da área de cada propriedade rural situada em áreas de floresta na Amazônia Legal brasileira deve ser coberta por ecossistemas naturais como forma de Reserva Legal. Nestas áreas, a única alternativa de uso econômico das florestas é o manejo sustentável, obrigando, assim, os proprietários a manterem grandes áreas de florestas em suas terras enquanto incentivos econômicos são disponibilizados

para tal. No entanto, instrumentos legais de vanguarda, tais como o Código Florestal, estão constantemente sob ataque por setores rurais e conservadores da sociedade, o que resultou na revisão recente desta lei, que passou a exigir a Reserva Legal na porcentagem apresentada apenas para imóveis rurais com área superior a quatro módulos fiscais desmatados anteriormente a julho de 2008 (Tollefson, 2011). Isso evidencia que a proteção de florestas tropicais primárias e secundárias deve ser uma demanda da sociedade como um todo, a qual deve ser mobilizada para evitar retrocessos no nível de proteção ambiental exigido pela legislação.

Apesar de alguns retrocessos observados na nova Lei Florestal em relação ao total de áreas protegidas pela legislação, os mecanismos criados por essa lei para monitorar seu cumprimento e facilitar a fiscalização, tal como o Cadastro Ambiental Rural e o Programa de Regularização Ambiental, certamente favorecerão o surgimento de extensas áreas de florestas tropicais secundárias na Amazônia como consequência do abandono de atividades agropecuárias em áreas marginalmente produtivas, visando à adequação legal e ambiental das propriedades rurais. Esse novo cenário legal reforça a importância de políticas públicas voltadas para a viabilização econômica da conservação de florestas secundárias na Amazônia brasileira, incluindo não apenas mecanismos de comando e controle, mas também de estímulo e assistência técnica aos produtores rurais.

Mesmo havendo uma legislação coerente, também é necessário traçar políticas públicas para obrigar, ou ao menos estimular, o cumprimento da lei. Se o Código Florestal tivesse sido seguido no passado, o Brasil não teria tido tamanhas taxas de desmatamento. A importância de programas governamentais para reduzir o desmatamento, ao invés de somente estabelecer novas leis, já vem sendo percebida nos últimos anos, quando as taxas de desmatamento na Amazônia reduziram cerca de 60% (Tollefson, 2008). De fato, projeções otimistas, baseadas nas metas do governo brasileiro, estimam que o desmatamento na Amazônia cesse totalmente em 2020 (Nepstad *et al.*, 2009). Além de obrigar os proprietários

rurais a manterem florestas em suas terras, a demarcação de áreas protegidas na Amazônia brasileira é também importante para alcançar proteção de florestas primárias e secundárias (Soares-Filho *et al.*, 2010).

CONCLUSÃO

Enquanto as pesquisas apontam a elevada importância das florestas tropicais secundárias para a conservação da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos, vastas áreas destes ecossistemas vêm sendo continuamente destruídas e degradadas por distúrbios antrópicos ao redor do mundo. Portanto, além do entendimento da formação, função e desenvolvimento de florestas secundárias – base necessária para qualquer esforço de conservação ou manejo –, frisamos que elas também deveriam ser foco de políticas que possibilitem não somente sua existência em paisagens antrópicas, mas também sua maturação sucessional. Caso contrário, estes remanescentes podem permanecer em um estado estável alternativo, com níveis limitados de biodiversidade e de provimento de serviços ambientais.

Tais políticas devem conter uma visão holística das diferentes causas da destruição e degradação de florestas secundárias, a fim de apresentar soluções que atendam aos aspectos ecológicos, socioeconômicos e legais necessários para sustentar um futuro favorável para as florestas secundárias nos trópicos.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA), s. d. **Programa Produtor de Água**. Disponível em: <<http://produtordeagua.ana.gov.br/>>. Acesso em: 19 dezembro 2012.
- ALEXANDER, S., C. NELSON, J. ARONSON, D. LAMB, A. C. K. ERWIN, M. FINLAYSON, R. DE GROOT, J. HARRIS, E. HIGGS, R. HOBBS, R. R. R. LEWIS, D. MARTINEZ & C. MURCIA, 2011. Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. **Restoration Ecology** 19(6): 683-689.
- ARONSON, J. & E. LE FLOCH, 1996. Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. **Restoration Ecology** 4(4): 377-387.
- ASNER, G. P., D. E. KNAPP, E. N. BROADBENT, P. J. C. OLIVEIRA, M. KELLER & J. N. SILVA, 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science** 310(5747): 480-482.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS (ABRAF), 2009. **Anuário estatístico da ABRAF**: ano base 2008: 1-120. ABRAF, Brasília.
- BAPTISTA, S. R. & T. K. RUDEL, 2006. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. **Environmental Conservation** 33(3): 195-202.
- BARLOW, J., T. A. GARDNER, I. S. ARAUJO, T. C. ÁVILA-PIRES, A. B. BONALDO, J. E. COSTA, M. C. ESPOSITO, L. V. FERREIRA, J. HAWES, M. I. M. HERNANDEZ, M. S. HOOOGMOED, R. N. LEITE, N. F. LO-MAN-HUNG, J. R. MALCOLM, M. B. MARTINS, L. A. M. MESTRE, R. MIRANDA-SANTOS, A. L. NUNES-GUTJAHR, W. L. OVERAL, L. PARRY, S. L. PETERS, M. A. RIBEIRO-JUNIOR, M. N. F. SILVA, C. SILVA MOTTA & C. A. PERES, 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 104(47): 18555-18560.
- BEER, C., M. REICHSTEIN, E. TOMELLERI, P. CIAIS, M. JUNG, N. CARVALHAIS, C. RODENBECK, M. A. ARAIN, D. BALDOCCHI, G. B. BONAN, A. BONDEAU, A. CESCATTI, G. LASSLOP, A. LINDROTH, M. LOMAS, S. LUYSSAERT, H. MARGOLIS, K. W. OLESON, O. ROUPSARD, E. VEENENDAAL, N. VIOVY, C. WILLIAMS, F. I. WOODWARD & D. PAPAIE, 2010. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. **Science** 329(5993): 834-838.
- BRADSHAW, C. J. A., X. GIAM & N. S. SODHI, 2010. Evaluating the relative environmental impact of countries. **PlosOne** 5(5): 1-16.
- BRANCALION, P. H. S., E. VIDAL, N. A. LAVORENTI, J. L. F. BATISTA & R. R. RODRIGUES, 2012. Soil-mediated effects on potential *Euterpe edulis* (Arecaceae) fruit and palm heart sustainable management in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management** 284(1): 78-85.
- CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS/INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA/SECRETARIA DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA (CGEE/IPAM/SAE/PR), 2012. **REDD no Brasil**: um enfoque amazônico. Fundamentos, critérios e estruturas institucionais para um regime nacional de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal – REDD: 1-156. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Brasília.
- CHOKKALINGAM, U. & W. DE JONG, 2001. Secondary forest: a working definition and typology. **International Forestry Review** 3(1): 19-26.
- COCHRANE, M. A. & M. D. SCHULZE, 1997. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica** 31(1): 2-16.
- COCHRANE, M. A. & W. F. LAURANCE, 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology** 18(3): 311-325.
- CORRÊA, M. M., P. S. D. SILVA, R. WIRTH, M. TABARELLI & I. R. LEAL, 2010. How leaf-cutting ants impact forests: drastic nest effects on light environment and plant assemblages. **Oecologia** 162(1): 103-115.
- DEAN, W., 1996. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira: 1-484. Companhia das Letras, São Paulo.
- DEFRIES, R. S., T. RUDEL, M. URIARTE & M. HANSEN, 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geosciences** 3: 178-181.
- FADINI, R. F., M. FLEURY, C. I. DONATTI & M. GALETTI, 2009. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. **Acta Oecologica** 35(2): 188-196.
- FERNANDEZ, F. A. S., P. C. ANTUNES, L. MACEDO & C. A. ZUCCO, 2012. How sustainable is the use of natural resources in Brazil? **Natureza & Conservação** 10(1): 77-82.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), 2010. **Global forest resources assessment 2010**: main report: 1-340. FAO, Rome.
- GARDNER, T. A., J. BARLOW, R. CHAZDON, R. M. EWERS, C. A. HARVEY, C. A. PERES & N. S. SODHI, 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters** 12(6): 561-582.
- GEIST, H. J. & E. F. LAMBIN, 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. **BioScience** 52(2): 143-150.
- GIBSON, L., T. M. LEE, L. P. KOH, B. W. BROOK, T. A. GARDNER, J. BARLOW, C. A. PERES, C. J. A. BRADSHAW, W. F. LAURANCE, T. E. LOVEJOY & N. S. SODHI, 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature** 478(7369): 378-381.
- GODFRAY, H. C. J., J. R. BEDDINGTON, I. R. CRUTE, L. HADDAD, D. LAWRENCE, J. F. MUIR, J. PRETTY, S. ROBINSON, S. M. THOMAS & C. TOULMIN, 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science** 327(5967): 812-818.
- GUARIGUATA, M. R., C. GARCÍA-FERNÁNDEZ, D. SHEIL, R. NASI, C. HERRERO-JÁUREGUI, P. CRONKLETON & V. INGRAM, 2010. Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: perspectives, challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management** 259(3): 237-245.
- GUARIGUATA, M. R., P. SIST & R. NASI, 2012. Multiple use management of tropical production forests: how can we move from concept to reality? **Forest Ecology and Management** 263: 170-174.
- GUÉDES, F. M. & S. E. SEEHUSEN, 2011. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica**: lições aprendidas e desafios: 1-272. MMA, Brasília.

- HERRERO, M., P. K. THORNTON, A. M. NOTENBAERT, S. WOOD, S. MSANGI, H. A. FREEMAN, D. BOSSIO, J. DIXON, M. PETERS, V. VAN DE STEEG, J. LYNAM, P. PARTHASARATHY RAO, S. MACMILLAN, B. GERARD, J. MCDERMOTT, C. SERÉ & M. ROSEGRANT, 2010. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. **Science** 327(5967): 822-825.
- HUBBELL, S. P., H. FANGLIANG, R. CONDIT, L. BORDA-DE-ÁGUA, J. KELLNER & H. TER STEEGE, 2008. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United State of America** 105: 11498-11504.
- INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION (ITTO), 2002. **ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests**: 1-84. ITTO, CIFOR, FAO, IUCN, WWF International Yokohama (ITTO Policy Development Series 13), Yokohama.
- LAMB, D., P. D. ERSKINE & J. A. PARROTTA, 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science** 310(5754): 1628-1632.
- LAPOLA, D. M., R. SCHALDACH, J. ALCAMO, A. BONDEAU, J. KOCH, C. A. KOELKING & J. A. PRIESS, 2010. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 107(8): 3388-3393.
- LAURANCE, W., 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science** 13(4): 595-602.
- LAURANCE, W. F., H. E. M. NASCIMENTO, S. G. LAURANCE, A. C. ANDRADE, P. M. FEARNESIDE, J. E. L. RIBEIRO & R. L. CAPRETZ, 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology** 87(2): 469-482.
- LICKER, R., M. JOHNSTON, J. A. FOLEY, C. BARFORD, C. J. KUCHARIK, C. MONFREDA & N. RAMANKUTTY, 2010. Mind the gap: how do climate and agricultural management explain the 'yield gap' of croplands around the world? **Global Ecology and Biogeography** 19(6): 769-782.
- LIMA, R. A. F., D. C. ROTHER, A. E. MULER, I. F. LEPSCH & R. R. RODRIGUES, 2012. Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. **Biological Conservation** 147(1): 32-39.
- LÔBO, D., T. LEÃO, F. P. L. MELO, A. M. M. SANTOS & M. TABARELLI, 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions** 17(2): 287-296.
- MACEDO, M. N., R. S. DEFRIESA, D. C. MORTON, C. M. STICKLER, G. L. GALFORD & Y. E. SHIMABUKURO, 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 109(4): 1341-1346.
- MACPHERSON, A. J., M. D. SCHULZE, D. R. CARTER & E. VIDAL, 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. **Forest Ecology and Management** 260(11): 2002-2011.
- MACPHERSON, A. J., D. R. CARTER, M. D. SCHULZE, E. VIDAL & M. LENTINI, 2012. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. **Land Use Policy** 29(2): 339-350.
- METZGER, J. P., 2002. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). **Landscape Ecology** 17(5): 419-431.
- METZGER, J. P., 2010. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza** 8(1): 92-99.
- MOLNAR, A., S. J. SCHERR & A. KHARE, 2004. **Who conserves the world's forests?** Community-driven strategies to protect forests and respect rights: 1-78. Forest Trends and Ecoagriculture Partners, Washington.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA & J. KENT, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403(6772): 853-858.
- NAVARRO-CERRILLO, R. M., D. M. GRIFFITH, M. J. RAMÍREZ-SORIA, W. PARIONA, D. GOLICHER & G. PALACIOS, 2011. Enrichment of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in logging gaps in Bolivia: the effects of planting method and silvicultural treatments on long-term seedling survival and growth. **Forest Ecology and Management** 262(12): 2271-2280.
- NEEFF, T., R. M. LUCAS, J. R. SANTOS, E. S. BRONDIZIO & C. C. FREITAS, 2006. Area and age of secondary forests in Brazilian Amazonia 1978-2002: an empirical estimate. **Ecosystems** 9(4): 609-623.
- NEPSTAD, D. C., P. LEFEBVRE, A. VERISSIMO, E. LIMA, A. ALENCAR, P. MOUTINHO, E. MENDOZA, C. NOBRE, P. SCHLESINGER & C. POTTER, 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature** 398(6727): 505-508.
- NEPSTAD, D., G. CARVALHO, A. C. BARROS, A. ALENCAR, J. B. CAPOBIANCO, J. BISHOP, P. MOUTINHO, P. LEFEBVRE & U. L. SILVA, 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management** 154(3): 395-407.
- NEPSTAD, D., B. S. SOARES-FILHO, F. MERRY, A. LIMA, P. MOUTINHO, J. CARTER, M. BOWMAN, A. CATTANEO, H. RODRIGUES, S. SCHWARTZMAN, D. G. MCGRATH, C. M. STICKLER, R. LUBOWSKI, P. PIRISCABEZAS, S. RIVERO, A. ALENCAR, O. ALMEIDA & O. STELLA, 2009. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. **Science** 326(5958): 1350-1351.
- OLIVEIRA, M. V. N., 2000. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanized forest exploitation in Acre, Brazil. **Forest Ecology and Management** 127(1-3): 67-76.



- PAESE, A., A. PAGLIA, L. P. PINTO, M. FONSECA & R. SPOSITO, 2010. Fine-scale sites of global conservation importance in the Atlantic forest of Brazil. **Biodiversity and Conservation** 19(12): 3445-3458.
- PARRY, L., J. BARLOW & C. A. PERES, 2009. Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. **Biological Conservation** 142: 1777-1786.
- PEÑA-CLAROS, M., R. G. A. BOOT, J. DORADO-LORA & A. ZONTA, 2002. Enrichment planting of *Bertholletia excelsa* in secondary forest in the Bolivian Amazon: effect of cutting line width on survival, growth and crown traits. **Forest Ecology and Management** 161(2): 159-168.
- PEREIRA JR., R., J. ZWEEDEA, G. P. ASNER & M. KELLER, 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management** 168(1-3): 77-89.
- PERES, C. A., 2010. Overharvesting. In: N. S. SODHI & P. R. EHRLICH (Eds.): **Conservation biology for all**: 107-130. Oxford University Press, Oxford.
- PERES, C. A., C. BAIDER, P. A. ZUIDEMA, L. H. O. WADT, K. A. KAINER, D. A. P. GOMES-SILVA, R. P. SALOMÃO, L. L. SIMÕES, E. R. N. FRANCIOSI, F. C. VALVERDE, R. GRIBEL, G. H. SHEPARD JR., M. KANASHIRO, P. COVENTRY, D. W. YU, A. R. WATKINSON & R. P. FRECKLETON, 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. **Science** 302(5653): 2112-2114.
- PERZ, S. G. & D. L. SKOLE, 2003. Secondary forest expansion in the Brazilian Amazon and the refinement of forest transition theory. **Society and Natural Resources** 16: 277-294.
- PHALAN, B., A. BALMFORD, R. E. GREEN & J. P. W. SCHARLEMANN, 2011. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. **Food Policy** 36(1): S62-S71.
- PORTER-BOLLAND, L., E. A. ELLIS, M. R. GUARIGUATA, I. RUIZ-MALLÉN, S. NEGRETE-YANKELEVICH & V. REYES-GARCÍA, 2012. Community managed forests and forest protected areas: an assessment of their conservation effectiveness across the tropics. **Forest Ecology and Management** 268(1): 6-17.
- RESERVAS PARTICULARES DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN), s. d. **Cadastro nacional de RPPN**. Disponível em: <<http://www.reservasparticulares.org.br/>>. Acesso em: 19 dezembro 2012.
- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI & M. M. HIROTA, 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142(6): 1141-1153.
- RODRIGUES, R. R., R. A. F. LIMA, S. GANDOLFI & A. G. NAVE, 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142(6): 1242-1251.
- RODRIGUES, R. R., S. GANDOLFI, A. G. NAVE, J. ARONSON, T. E. BARRETO, C. Y. VIDAL & P. H. S. BRANCALION, 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management** 261(10): 1605-1613.
- RUDEL, T. K., R. DEFRIES, G. P. ASNER & W. F. LAURANCE, 2009. Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. **Conservation Biology** 23(6): 1396-1405.
- SANTOS, B. A., C. A. PERES, M. A. OLIVEIRA, A. GRILLO, C. P. ALVES-COSTA & M. TABARELLI, 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation** 141(1): 249-260.
- SCHNITZER, S. A., J. DALLING & W. CARSON, 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology** 88(4): 655-666.
- SCHNITZER, S. A. & F. BONGERS, 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology and Evolution** 17(5): 223-230.
- SCHNITZER, S. A. & W. P. CARSON, 2010. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters** 13(7): 849-857.
- SCHNITZER, S. A. & F. BONGERS, 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters** 14(4): 397-406.
- SCHNITZER, S. A., F. BONGERS & J. WRIGHT, 2011. Community and ecosystem ramifications of increasing lianas in neotropical forests. **Plant Signaling & Behavior** 6(4): 598-600.
- SCHULZE, M., J. GROGAN, C. UHL, M. A. W. LENTINI & E. VIDAL, 2008. Evaluating ipe (*Tabebuia*, Bignoniaceae) logging in Amazonia: sustainable management or catalyst for forest degradation? **Biological Conservation** 141(8): 2071-2085.
- SILVA, J. M. C. & M. TABARELLI, 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature** 404(6773): 72-74.
- SIMBERLOFF, D., P. GENOVESI, P. PYŠEK & K. CAMPBELL, 2011. Recognizing conservation success. **Science** 332(6028): 419.
- SMERALDI, R. & A. VERÍSSIMO, 1999. **Acertando o alvo**: consumo de madeira no mercado interno brasileiro e promoção da certificação florestal: 1-41. Amigos da Terra/IMAFLORA/IMAZON, São Paulo/Belém.
- SMITH, P., P. J. GREGORY, D. VAN VUUREN, M. OBERSTEINER, P. HAVLÍK, M. ROUNSEVELL, J. WOODS, E. STEHFEST & J. BELLARBY, 2010. Competition for land. **Philosophical Transactions of the Royal Society B - Biological Sciences** 365(1554): 2941-2957.

- SNOOK, L., 1996. Catastrophic disturbance, logging and the ecology of mahogany (*Swietenia macrophylla* King): grounds for listing a major tropical timber species in CITES. **Botanical Journal of the Linnean Society** 122(1): 35-46.
- SOARES-FILHO, B., P. MOUTINHO, D. NEPSTAD, A. ANDERSON, H. RODRIGUES, R. GARCIA, L. DIETZSCH, F. MERRY, M. BOWMAN, L. HISSA, R. SILVESTRINI & C. MARETTI, 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 107(24): 10821-10826.
- SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA (SBPC)/ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS (ABC), 2011. **Ó Código Florestal e a ciência: contribuições para o diálogo: 1-122.** SBPC/ABC, São Paulo.
- SPAROVEK, G., G. BERNDDES, I. L. F. KLUG & A. G. O. P. BARRETTO, 2010. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. **Environmental Science & Technology** 44(16): 6046-6053.
- TABARELLI, M. & C. GASCON, 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology** 19(3): 734-739.
- TABARELLI, M., A. V. LOPES & C. A. PERES, 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica** 40(6): 657-661.
- TABARELLI, M., C. A. PERES & F. MELO, 2012. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation** 155: 136-140.
- THE NATURE CONSERVANCY, s. d. **ICMS ecológico.** Disponível em: <<http://www.icmsecologico.org.br/>>. Acesso em: 19 dezembro 2012.
- TICKTIN, T. & C. SHACKLETON, 2011. Harvesting non-timber forest products sustainably: opportunities and challenges. In: S. SHACKLETON, C. SHACKLETON & T. TICKTIN (Eds.): **Non-timber forest products in the global context: 149-169.** Springer-Verlag, Berlin.
- TOLEDO-ACEVES, T. & M. D. SWAINE, 2008. Above- and below-ground competition between the liana *Acacia kamerunensis* and tree seedlings in contrasting light environments. **Plant Ecology** 196(2): 233-244.
- TOLLEFSON, J., 2008. Brazil goes to war against logging. **Nature** 452(7184): 134-135.
- TOLLEFSON, J., 2011. Brazil revisits forest code. **Nature** 476(7360): 259-260.
- MIANI, R. A. G., R. BENINI, A. PADOVEZI & F. VEIGA NETO, 2011. Mecanismos de pagamentos por serviços ambientais para a restauração florestal da Mata Atlântica. In: MINISTÉRIO PÚBLICO DE SÃO PAULO (Org.): **Temas de Direito Urbanístico 6 - Áreas de Risco: 357-382.** Imprensa Oficial, São Paulo.
- VIDAL, E. & J. GERWING, 2004. **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental: 1-148.** IMAZON, Belém.
- WEST, T. A. P., 2012. **Metodologia para projetos florestais de créditos de carbono envolvendo a conversão da exploração madeireira convencional para o manejo florestal com exploração de impacto reduzido.** Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-10022012-095836/pt-br.php>>. Acesso em: 28 agosto 2012.
- WUNDER, S., 1998. **Value determinants of plant extractivism in Brazil: 1-63.** IPEA, Rio de Janeiro.
- ZARIN, D. J., 2012. Carbon from tropical deforestation. **Science** 336(6088): 1518-1519.