



O CÓDIGO FLORESTAL E A CIÊNCIA

Contribuições para o diálogo

Grupo de Trabalho do Código Florestal
Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência – SBPC
Academia Brasileira de Ciências – ABC



FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada por Maria José de Jesus Carvalho/Bibliotecária – CRB-8/5317

S13 Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. Academia Brasileira de Ciências.

O Código Florestal e a Ciência: Contribuições para o Diálogo / Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência / Academia Brasileira de Ciências. - São Paulo: SBPC, 2011.

124 f. : il.; 20 x 21 cm.

ISBN: 978-85-86957-16-1

Coordenação: José Antonio Aleixo da Silva

Organização: Grupo de Trabalho do Código Florestal

1. Ciência ambiental (Legislação) - Brasil 2. Legislação florestal - Brasil 3. Agricultura - tecnologia 4. Matas ciliares – Preservação 5. Área protegida 6. Educação ambiental I. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. II. Academia Brasileira de Ciências. III. Silva, José Antonio Aleixo da. IV. Título.

Citação bibliográfica para este livro

SILVA, J.A.A.; NOBRE, A.D.; MANZATTO, C.V.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R.; SKORUPA, L.A.; NOBRE, C.A.; AHRENS, S.; MAY, P.H.; SÁ, T.D.A. ; CUNHA, M.C.; RECH FILHO, E.L. **O Código Florestal e a Ciência**: contribuições para o diálogo. ISBN 978-85-86957-16-1, São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC; Academia Brasileira de Ciências, ABC. 2011. 124 p.

As ponderações científicas contidas neste documento contribuem para o diálogo que a sociedade realiza sobre as possíveis alterações do Código Florestal Brasileiro. Ressalte-se, porém, que não se trata de uma análise detalhada de dispositivos do Código Florestal vigente e nem do substitutivo ao PL no 1.876/99 e seus respectivos apensados.

Inspirou e balizou este trabalho a perspectiva de novos conceitos e de novos instrumentos tecnológicos para o planejamento e ordenamento territorial, orientados para estimular o aumento da produção e da produtividade agrícola em sinergia com a sustentabilidade ambiental.

O documento explicita o referencial científico utilizado para análise de vários temas do ambiente rural e urbano que não podem ser desconsiderados na revisão da legislação, citando exemplos de dispositivos do Código Florestal vigente e do substitutivo em discussão. A Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e a Academia Brasileira de Ciências (ABC) permanecem à disposição para mobilizar competências na sociedade que possam embasar cientificamente o diálogo, participando de agendas plurissetoriais.

APRESENTAÇÃO

A Academia Brasileira de Ciências (ABC) e a Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC), fundadas, respectivamente, em 1916 e 1948, são entidades representativas da comunidade científica do País, isentas de viés político-partidário e sem fins lucrativos.

Entre seus objetivos, estão:

- Representar a comunidade científica brasileira, nacional e internacionalmente, visando à implementação de uma política de Ciência, Tecnologia e Inovação (CT&I) que promova o desenvolvimento da ciência em benefício da sociedade;
- Promover a mobilização da comunidade científica para que ela atue junto aos poderes constituídos, buscando o avanço científico e tecnológico nacional e o incentivo à inovação;
- Zelar pela manutenção de elevado padrão de ética entre os cientistas e em suas relações com a sociedade;
- Lutar pela remoção dos empecilhos e incompreensões que embarcem o progresso da ciência;
- Tomar posição em questões de política científica, educacional e cultural e programas de desenvolvimento científico e tecnológico que atendam aos reais interesses do país.

Atendendo a uma demanda da sociedade – em particular da comunidade científica – por uma participação mais efetiva da ciência na reformulação do Código Florestal (CF), a ABC e a SBPC formaram um grupo de trabalho (GT) para oferecer dados e argumentos técnico-científicos que pudessem subsidiar as discussões em torno de mudanças no Código Florestal propostas no substitutivo ao Projeto de Lei no 1.876/99.

O primeiro Código Florestal brasileiro foi instituído pelo Decreto no 23.793, de 23 de janeiro de 1934, revogado posteriormente pela Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965, que instituiu o Código Florestal vigente. Tanto a legislação original como todas as alterações subsequentes levaram em consideração os conhecimentos científicos até então disponíveis. No momento em que se reabre o diálogo acerca da matéria, a comunidade científica, amparada pela legitimidade de suas mais abrangentes e representativas associações, solicita que o Congresso Nacional continue a considerar os avanços científicos e do desenvolvimento tecnológico para o diálogo sobre a legislação florestal brasileira.

Além de membros da ABC e SBPC, foram convidadas a participar do Grupo de Trabalho diversas instituições de pesquisas, universidades, representações profissionais e organizações civis, entre as quais:

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA); Instituto Butantan; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE); Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA); Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA); Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG); Ministério do Meio Ambiente (MMA); Conselho Federal de Engenharia, Arquitetura e Agronomia (CONFEA); Confederação Nacional dos Trabalhadores da Agricultura (CONTAG); Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais (SBEF); Sociedade Brasileira de Silvicultura (SBS); Associação Brasileira de Florestas (ABRAFLOR); Rede Brasileira Agroflorestal (REBRAFLOR) e as universidades: UNICAMP, UFRJ, UFRPE, UFV e USP (ESALQ).

Várias dessas instituições indicaram representantes. Posteriormente, por indicações dos membros do GT, outros nomes foram agregados ao grupo. A metodologia adotada para os trabalhos foi subdividir os tópicos do documento por áreas, sendo que os membros do GT escreveriam suas contribuições que seriam compartilhadas com os demais para análises, correções e sugestões. Um coordenador foi nomeado para articular as ações do GT.

Todos os encontros ocorreram na sede da SBPC em São Paulo. O primeiro ocorreu no dia 7 de julho de 2010. Foram delimitadas metas a serem atingidas e fez-se um diagnóstico do estado da arte do Código Florestal e do mencionado substitutivo.

A segunda reunião foi realizada nos dias 26 e 27 de agosto de 2010. O Deputado Aldo Rebelo (PCdoB/SP), relator do substitutivo ao PL no 1.876/99, expôs seu projeto aos membros do GT e convidados. A ex-secretária de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente, Maria Cecília Wey, fez uma apresentação sobre as percepções do MMA acerca do assunto. Encerradas as apresentações, o GT elaborou a primeira carta que foi encaminhada aos Deputados Federais e Senadores. A carta foi assinada por Jacob Palis Junior e Marco Antônio Raupp, respectivamente presidentes da ABC e SBPC.

Na terceira reunião, nos dias 7 e 8 de outubro de 2010, deu-se continuidade aos trabalhos de construção do documento. Outra carta foi elaborada e encaminhada aos presidentes. No mês de dezembro, nos dias 2 e 3, realizou-se mais uma reunião do GT, que contou com a participação do Deputado Ivan Valente (PSOL/SP), membro da bancada ambientalista no Congresso. Outra reunião ocorreu nos dias 28 e 29 de janeiro de 2011, oportunidade em que foi elaborado o sumário executivo encaminhado aos Deputados Federais e Senadores, e divulgado em nível nacional.

Durante essas reuniões, várias pessoas aportaram seus pontos de vista sobre o tema, participando em uma ou mais ocasiões, citando-se: Aziz Ab'Saber (USP); Aldo Malavasi (Diretoria da SBPC/Moscamed); Alysson Paulinelli (Ex-ministro da Agricultura); Antoninho Rovaris (CONTAG); Claudio Azevedo Dupas (IBAMA); Gustavo Curcio (EMBRAPA Florestas); Helena Bonciani Nader (UNIFESP – Vice-

-presidente da SBPC); Helton Damin da Silva – (Chefe Geral da EMBRAPA Florestas); Jacob Palis Júnior (Presidente da ABC/IMPACTA); João de Deus Medeiros (MMA); José Raimundo Braga Coelho (Diretoria da SBPC); Luiz Antônio Martinelli (CENA/USP); Marco Antônio Raupp (MCT - à época Presidente da SBPC); Maria Cecília Wey (MMA); Otávio Velho (Vice-presidente da SBPC/UFRJ); Rinaldo Augusto Orlandi (Assessor do Dep. Aldo Rebelo); Rute Maria Gonçalves Andrade (Diretoria da SBPC/Instituto Butantan); Sourak Aranha Borralho (IBAMA).

O grupo de trabalho que organizou este documento foi constituído por:

Antonio Donato Nobre (INPA/INPE) – Engenheiro Agrônomo (ESALQ USP), Mestre em Ecologia Tropical (INPA UA), PhD em Ciências da Terra (UNH – USA);

Carlos Alfredo Joly (UNICAMP – BIOTA) – Graduação em Ciências Biológicas (USP), Mestre em Biologia Vegetal (UNICAMP), PhD em Ecofisiologia Vegetal pelo Botany Department - University of Saint Andrews, Escócia/GB, Post-Doctor (Universität Bern, Suíça);

Carlos Afonso Nobre (INPE – MCT) – Engenheiro Elétrico (ITA), PhD em Meteorologia (MIT-USA), Post-Doctor (University of Maryland - USA);

Celso Vainer Manzatto (EMBRAPA – Meio Ambiente) – Engenheiro Agrônomo (UFRJ), Mestre em Ciência do Solo (UFRJ), Doutorado em Produção Vegetal (Universidade Estadual do Norte Fluminense);

Elibio Leopoldo Rech Filho (EMBRAPA – Recursos Genéticos e Biotecnologia) – Engenheiro Agrônomo (UnB), Mestre (MSc.) em Fitopatologia (UnB), PhD. em Life Sciences (University of Nottingham, Inglaterra), Post-Doctor em manipulação de cromossomos artificiais de levedura (YAC s) (University of Nottingham/Oxford, Inglaterra);

José Antônio Aleixo da Silva (UFRPE – SBPC) – Engenheiro Agrônomo (UFRPE), Mestre em Ciências Florestais (UFV-MG), PhD e Post-Doctor em Biometria e Manejo Florestal (University of Georgia-USA) – Coordenador do GT;

Ladislau Araújo Skorupa (EMBRAPA - Meio Ambiente) – Engenheiro Florestal (UnB), Doutor em Ciências Biológicas (Botânica) (USP);

Maria Manuela Ligeti Carneiro da Cunha (University of Chicago) – Graduação em Matemática Pura, Faculté Des Sciences, França, Doutorado em Ciências Sociais (UNICAMP), Post-Doctor (Cambridge University, École des Hautes Études en Sciences Sociales, Collège de France), Livre Docente (USP);

Peter Herman May (UFRRJ e sociedade ECOECO) – Graduado em Ecologia Humana pela The Evergreen State College, Mestre em Planejamento Urbano e Regional e PhD em Economia dos Recursos Naturais, Cornell University;

Ricardo Ribeiro Rodrigues (ESALQ/USP) – Graduação em Ciências Biológicas (UNICAMP), Mestre em Biologia Vegetal (UNICAMP), Doutor em Biologia Vegetal (UNICAMP);

Sérgio Ahrens (EMBRAPA Florestas) – Engenheiro Florestal (UFPR), Graduado em Direito (PUC-PR), Especialização em Management of Forests and Wood Industries pela Swedish University of Agricultural Sciences, Mestre em Recursos Florestais (Oklahoma State University–USA), Doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná;

Tatiana Deane de Abreu Sá (EMBRAPA – Diretoria executiva) – Graduada em Agronomia (Escola de Agronomia da Amazônia), Mestre em Soil Science and Biometeorology (Utah State University), Doutorado em Biologia Vegetal (Ecofisiologia Vegetal) (UNICAMP).

A ABC e a SBPC agradecem ainda aos Professores Oswaldo Ferreira Valente, da Universidade Federal de Viçosa, Eleazar Volpato, da Universidade de Brasília e Luiz Antônio Martinelli, da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz pelas excelentes revisões do documento e valorosas contribuições críticas.

Este documento é fruto de extenso trabalho de revisão e pesquisa prospectiva desenvolvido pelos membros do GT, que procuraram, à luz da ciência e tecnologias disponíveis, colaborar para um vigoroso diálogo sobre o Código Florestal. Entretanto, em vista da complexidade do assunto, deve ficar claro que os achados aqui reportados podem e devem ser ampliados, o que tornam bem-vindas outras contribuições cientificamente fundamentadas para melhorar a legislação vigente, que resultem em aperfeiçoamentos tanto para a preservação e conservação ambiental, como para o setor agrícola do país.

SUMÁRIO EXECUTIVO

POTENCIAL DE USO DA TERRA

- O uso adequado das terras é o primeiro passo para a preservação e conservação dos recursos naturais e para a sustentabilidade da agricultura; deve, portanto, ser planejado de acordo com a sua aptidão, capacidade de sustentação e produtividade econômica, de tal forma que o potencial de uso dos recursos naturais seja otimizado, ao mesmo tempo em que sua disponibilidade seja garantida para as gerações futuras.
- O Brasil detém vasta extensão territorial para a produção agropecuária: são cerca de 5,5 milhões de km² com uso potencial para os mais diversos tipos de cultivos e níveis de adoção de tecnologias agrícolas. Entretanto, 76% do total dessas terras aptas apresentam alguma fragilidade decorrente de limitações nos solos – condição que requer planejamento criterioso na ocupação agrícola, com adoção de práticas de manejo conservacionista que levem em conta ainda as emissões de gases de efeito estufa provenientes dessas atividades.
- O último Censo Agropecuário de 2006 constatou que o espaço agrícola brasileiro era de 329,9 milhões de hectares ocupados por imóveis rurais, correspondentes a 38,7% do território nacional. Das terras com potencial agrícola (5,5 milhões de km²), 42,6% (231 milhões de ha) eram destinadas às principais atividades agrícolas. A análise da estrutura produtiva do país revelou que a principal ocupação do solo era a pecuária, com 18,6% do território brasileiro (158,8 milhões de ha), ou 48,1% do espaço agrícola, ocupado com pastagens naturais e plantadas, correspondendo a 2,7 vezes a quantidade das terras destinadas à produção de lavouras permanentes e temporárias (59,8 milhões de ha).
- Nos últimos anos, a tendência da agropecuária brasileira tem sido de crescimento sistemático da produção, principalmente em decorrência de ganhos constantes de produtividade. Assim, de 1975 a 2010, a área usada para grãos aumentou em 45,6%, mas a produção cresceu 268%, ou seja, quase seis vezes mais que a área plantada. Embora também tenham sido registrados recentemente ganhos de produtividade na pecuária, a taxa de lotação das pastagens na pecuária extensiva ainda é baixa, com cerca de 1,1 cabeça/ha, conforme o Censo Agropecuário de 2006. Um pequeno investimento tecnológico, especialmente nas áreas com taxas de lotação inferiores a meia cabeça por hectare, pode ampliar essa capacidade, liberando terras para outras atividades produtivas e evitando novos desmatamentos. O ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) prevê que o crescimento da produção agrícola no Brasil continuará ocorrendo com base no ganho de produtividade, com maior acréscimo na produção do que na área ocupada. Parte dos ganhos de produtividade

alcançados pelo agronegócio tem sido repassada em benefício de diversos segmentos da sociedade, com a queda de preços relativos do produto agrícola e o aumento da produção. Alguns estudos apontam que, de 1975 a 2008, o montante repassado foi da ordem de R\$ 837 bilhões.

- Graças à pesquisa agropecuária brasileira e à atividade empreendedora dos nossos agricultores, o Brasil ocupa o primeiro lugar na exportação de soja; possui o maior rebanho bovino comercial do mundo; é o maior exportador de café, açúcar, suco de laranja e carne bovina; ocupa posição de destaque em diversas outras cadeias produtivas do agronegócio e ainda é um dos maiores produtores mundiais de biocombustíveis.
- Entretanto, mesmo considerando os avanços na agricultura conservacionista e o sucesso da agricultura tropical, o processo histórico de ocupação do território brasileiro resultou, em alguns casos, no aumento das pressões sobre o meio ambiente, em processos erosivos, na perda de biodiversidade, na contaminação ambiental e em desequilíbrios sociais. Assim, o desperdício dos recursos naturais decorrente do uso inadequado das terras é uma realidade a ser enfrentada, levando a repensar essa ocupação para evitar os erros do passado e promover uma gradual adequação ambiental da atividade rural. A agricultura brasileira, que atualmente possui uma nova dimensão socioeconômica e ambiental e é responsável pelo superávit comercial brasileiro, demanda ciência, inovação, tecnologias modernas e atenção redobrada quanto aos seus impactos sobre os recursos naturais.
- Os diagnósticos realizados demonstram que existe um passivo da ordem de 83 milhões de hectares de áreas de preservação ocupadas irregularmente, de acordo com a legislação ambiental em vigor. Estima-se que o impacto da erosão ocasionado pelo uso agrícola das terras no Brasil é da ordem de R\$ 9,3 bilhões anuais, que poderiam ser revertidos pelo uso de tecnologias conservacionistas e pelo planejamento de uso da paisagem, gerando benefícios ambientais.
- Há necessidade de medidas urgentes dos tomadores de decisão para reverter o estágio atual de degradação ambiental. Para estancar esse quadro, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs) deveriam ser consideradas como parte fundamental do planejamento agrícola conservacionista das propriedades. A percepção das RLs e das APPs como uma oportunidade deve ser acompanhada de políticas de Estado de apoio à agricultura que simplifiquem e facilitem os trâmites burocráticos. Para concretizar essa proposta, é indispensável uma articulação entre os órgãos federais, estaduais e municipais para a implementação da legislação ambiental, que não pode ficar sob a responsabilidade exclusiva do proprietário ou do possuidor rural. Os estados e os municípios desempenham papel importante na estruturação dos órgãos responsáveis pela regularização das RLs e APPs.

- Estima-se que, em razão de seu uso inadequado, existam hoje no Brasil 61 milhões de hectares de terras degradadas que poderiam ser recuperadas e usadas na produção de alimentos. Existem conhecimentos e tecnologias disponíveis para essa recuperação. Nesse sentido, destaca-se a recente iniciativa do governo federal por meio do Programa Agricultura de Baixo Carbono (Programa ABC), que aproveita o passivo das emissões de gases de efeito estufa e o transforma em oportunidade na produção agrícola e na prestação de serviços ambientais. Todavia, apesar do grande mérito dessa iniciativa, um esforço político muito maior faz-se necessário.
- Recomenda-se a implantação de políticas públicas mais consistentes para garantir que todos os produtores – principalmente os que têm menos acesso às tecnologias disponíveis – integrem-se efetivamente a sistemas produtivos técnica e ambientalmente corretos.
- Os dados científicos disponíveis e as projeções indicam que o país pode resgatar passivos ambientais sem prejudicar a produção e a oferta de alimentos, fibras e energia, mantendo a tendência de aumento continuado de produtividade das últimas décadas, desde que sejam estabelecidas políticas mais consistentes de renda na agropecuária.
- Para a harmonia e o avanço na utilização das terras no Brasil, é necessário um cuidadoso planejamento integrado de uso compatibilizando dos zoneamentos agrícolas e ecológico-econômicos com o ordenamento territorial e a revisão do Código Florestal, dentro de um novo conceito de paisagens produtivas sustentáveis.

BIODIVERSIDADE

- O Brasil é um dos países com maior diversidade biológica no mundo, pois abriga pelo menos 20% das espécies do planeta, com altas taxas de endemismo para diferentes grupos taxonômicos. Isso implica amplas oportunidades, em particular econômicas (por exemplo, o desenvolvimento de novos alimentos, fármacos, bioterápicos, madeiras e fibras, tecnologias biomiméticas e o turismo ecológico), mas também maior responsabilidade. A legislação ambiental, que já obteve importantes avanços, precisa de revisões para refletir, ainda mais, a importância e o potencial econômico do patrimônio natural único do Brasil. Retrocessos neste momento terão graves e irreversíveis consequências ambientais, sociais e econômicas.
- Por reconhecer a importância da conservação e do uso sustentável desse inestimável patrimônio natural, o Brasil se tornou signatário de compromissos internacionais, como a Convenção da Diversidade Biológica (CDB) e a Convenção de Áreas Úmidas (RAMSAR). Assumiu também o compromisso no âmbito da Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas de que até

2020 reduzirá em 38% suas emissões de gases de efeito estufa. Esses compromissos exigem não só o cumprimento da legislação ambiental, mas também o resgate do passivo ambiental rural e urbano.

ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPs)

- Entre os pesquisadores, há consenso de que as áreas marginais a corpos d'água – sejam elas várzeas ou florestas ripárias – e os topos de morro ocupados por campos de altitude ou rupestres são áreas insubstituíveis em razão da biodiversidade e de seu alto grau de especialização e endemismo, além dos serviços ecossistêmicos essenciais que desempenham – tais como a regularização hidrológica, a estabilização de encostas, a manutenção da população de polinizadores e de ictiofauna, o controle natural de pragas, das doenças e das espécies exóticas invasoras. Na zona ripária, além do abrigo da biodiversidade com seu provimento de serviços ambientais, os solos úmidos e sua vegetação nas zonas de influência de rios e lagos são ecossistemas de reconhecida importância na atenuação de cheias e vazantes, na redução da erosão superficial, no condicionamento da qualidade da água e na manutenção de canais pela proteção de margens e redução do assoreamento. Existe amplo consenso científico de que são ecossistemas que, para sua estabilidade e funcionalidade, precisam ser conservados ou restaurados, se historicamente degradados. Quando ecossistemas naturais maduros ladeiam os corpos d'água e cobrem os terrenos com solos hidromórficos associados, o carbono e os sedimentos são fixados, a água em excesso é contida, a energia erosiva de correntezas é dissipada e os fluxos de nutrientes nas águas de percolação passam por filtragem química e por processamento microbiológico, o que reduz sua turbidez e aumenta sua pureza.
- A eficiência dessas faixas de vegetação remanescentes depende de vários fatores, entre eles a largura e o estado de conservação da vegetação preservada e o tipo de serviço ecossistêmico considerado, incluindo-se, na sua avaliação, o papel das áreas ribeirinhas na conservação da biodiversidade. Um ganho marginal para os proprietários das terras na redução da vegetação nessas áreas pode resultar num gigantesco ônus para a sociedade como um todo, especialmente, para a população urbana que mora naquela bacia ou região. Mesmo com toda a evolução do conhecimento científico e tecnológico, os custos para restaurar as áreas mais degradadas são ainda muito elevados, especialmente no caso das várzeas. Além do mais, nem todos os serviços ecossistêmicos são plenamente recuperados.
- Uma possível alteração na definição da APP ripária, do nível mais alto do curso d'água – conforme determina o Código Florestal vigente – para a borda do leito menor, como é proposto no substitutivo, representaria grande perda de proteção para áreas sensíveis. Essa alteração proposta no bordo de referência significaria perda de até 60% de proteção para essas áreas na Amazônia, por exemplo. Já a redução da faixa ripária de 30 para 15 m nos rios com até 5 m de largura, que compõem mais

de 50% da rede de drenagem em extensão, resultaria numa redução de 31% na área protegida pelas APPs ripárias. Estudo recente constatou que as APPs ripárias representam, de acordo com o Código em vigor, somente 6,9% das áreas privadas.

- A presença de vegetação em topos de morro e encostas tem papel importante no condicionamento do solo para o amortecimento das chuvas e a regularização hidrológica, diminuindo erosão, enxurradas, deslizamento e escorregamento de massa em ambientes urbanos e rurais.

RESERVA LEGAL (RL)

- A Reserva Legal tem funções ambientais e características biológicas distintas das APPs em termos da composição e estrutura de sua biota. Na Amazônia, a redução das RLs diminuiria a cobertura florestal para níveis que comprometeriam a continuidade física da floresta devido a prováveis alterações climáticas. Portanto, a redução de RLs aumentaria significativamente o risco de extinção de espécies e comprometeria a efetividade dessas áreas como ecossistemas funcionais e seus serviços ecossistêmicos e ambientais.
- Nos biomas com índices maiores de antropização, como o Cerrado, a Caatinga e algumas áreas altamente fragmentadas como a Mata Atlântica e partes da Amazônia, os remanescentes de vegetação nativa, mesmo que pequenos, têm importante papel na conservação da biodiversidade e na diminuição do isolamento dos poucos fragmentos da paisagem. Tais remanescentes funcionam como trampolins ecológicos no deslocamento e na dispersão das espécies pela paisagem. Essas características exigem que eventuais compensações sejam feitas na própria microbacia ou na bacia hidrográfica. As características fitoecológicas da área a ser compensada – e não o bioma como um todo, devido à alta heterogeneidade de formações vegetais dentro de cada bioma – devem ser a referência para a compensação.
- A restauração das áreas de RL, viável graças ao avanço do conhecimento científico e tecnológico, deve ser feita preferencialmente com espécies nativas, pois o uso de espécies exóticas compromete sua função de conservação da biodiversidade e não assegura a restauração de suas funções ecológicas e dos serviços ecossistêmicos. O uso de espécies exóticas pode ser admitido, mas na condição de pioneiras, conforme a legislação vigente. É na Reserva Legal que se constata o maior passivo ambiental do setor agropecuário brasileiro. Novas técnicas de restauração da RL usando as áreas de menor aptidão agrícola e incorporando o conceito de manejo sustentável de espécies nativas para a produção de madeiras e fibras, de medicinais, de frutíferas nativas e outras permitidas pela legislação são alternativas viáveis de diversificação de produção com retorno econômico significativo.

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

- O entendimento da importância da manutenção de áreas naturais como APPs e RLs na propriedade rural é fundamental, já que existe a concepção errônea de que a vegetação nativa representa área não produtiva, com custo adicional e sem nenhum retorno econômico para o produtor. No entanto, essas áreas além de oferecerem ampla gama de possibilidades de retorno econômico, são fundamentais para manter a produtividade em sistemas agropecuários, tendo em vista sua influência direta na produção e conservação da água, da biodiversidade e do solo, na manutenção de abrigo para agentes polinizadores, dispersores de sementes e inimigos naturais de pragas, entre outros. Portanto, a manutenção de remanescentes de vegetação nativa nas propriedades e na paisagem transcende seus benefícios ecológicos e permite vislumbrar, além do seu potencial econômico, a sustentabilidade da atividade agropecuária e a sua função social.
- A pesquisa científica confirma os benefícios expressivos da polinização como serviço ecossistêmico para a produtividade de culturas importantes. Os polinizadores podem ser responsáveis por 50% da produção de soja; de 45 a 75% da produção de melão; 40% da produção de café; 35% da produção de laranja; 88% da produção de caju; 43% da produção de algodão; e 14% da produção de pêssego. Quanto ao maracujá, sua produção depende integralmente de agentes polinizadores bióticos.
- Os serviços prestados pelos polinizadores são altamente dependentes da conservação da vegetação nativa, onde encontram abrigo e alimento. Reciprocamente, a maioria das espécies nativas requer polinizadores específicos para se perpetuar.
- Tratando-se de agricultura sustentável, o Brasil tem pela frente grandes possibilidades de transformar parte dos recursos naturais que existem na propriedade em renda para o agricultor. Os principais recursos naturais seriam a conservação da produção de água e a manutenção do estoque de carbono nas áreas com vegetação nativa. Para as áreas definidas como RLs e as APPs da pequena propriedade e posse rural familiar há ainda a possibilidade de obtenção de produtos madeireiros e não madeireiros que podem gerar renda adicional para o agricultor.

AMBIENTES URBANOS

- Em áreas urbanas, a ocupação de várzeas e planícies de inundação natural dos cursos d'água e de áreas de encosta com acentuado declive tem sido uma das principais causas de desastres naturais, ocasionando todos os anos a mortalidade e a morbidade a milhares de vítimas, além de perdas econômicas em termos de infraestrutura e edificações.

- Parâmetros para áreas urbanas no que concernem às APPs ao longo e ao redor de corpos d'água e em áreas com declives acentuados devem ser especificamente estabelecidos para prevenir desastres naturais e preservar a vida humana. O Código Florestal deveria, assim, definir princípios e limites diferenciados para áreas urbanas sem ocupação consolidada, ao passo que os planos diretores municipais de uso do solo tratariam das áreas de risco com ocupação consolidada.
- De modo geral, o risco se torna muito grande para terrenos com declividade superior a 25 graus em áreas de encosta das cidades brasileiras. Declividades acima desse limite em áreas que necessariamente irão perder a vegetação natural em razão da ocupação pretendida representam grande risco de repetidos processos de deslizamentos e escorregamentos de massa em encostas.
- No caso das APPs ripárias, deve-se buscar definir a área denominada de *passagem da inundação* como aquela que não deve ser ocupada. Essa zona tem um critério técnico de definição que depende das condições hidráulicas e hidrológicas locais. A faixa de passagem pode, por exemplo, representar o limite alcançado por inundação com período de recorrência de 10 anos, e pode ser estreita ou larga, dependendo da topografia.

CONCLUSÃO E ENCAMINHAMENTOS

É necessário, portanto, garantir o prosseguimento dos avanços científicos e tecnológicos em prol do aperfeiçoamento e da ampliação da adequação ambiental de atividades produtivas. Os resultados já alcançados devem traduzir-se em políticas que garantam uma ação integrada entre C&T e os setores produtivos. É do mais alto interesse do país implantar um ordenamento territorial inteligente e justo.

A comunidade científica reconhece a importância da agricultura na economia brasileira e mundial, como também a importância de se aperfeiçoar o Código Florestal para atender à nova realidade brasileira e mundial. Qualquer aperfeiçoamento deve ser conduzido à luz da ciência, com a definição de parâmetros que considerem a multifuncionalidade das paisagens brasileiras, compatibilizando produção e conservação como sustentáculos de um modelo de desenvolvimento que garanta a sustentabilidade. Desta forma, será possível chegar a decisões pautadas por recomendações com base científica e que sejam consensuais entre produtores rurais, legisladores e a sociedade civil.

A SBPC e a ABC desejam continuar contribuindo para o aprimoramento do Código Florestal, fornecendo subsídios científicos e tecnológicos para o diálogo. A revisão crítica dos vários temas abordados no Código Florestal deverá ser feita também à luz da ciência e das tecnologias mais avançadas, numa prospecção cuidadosa das virtudes e dos problemas da lei vigente, pois é preciso avançar na legislação ambiental e agrícola brasileira.

O Brasil é o país que abriga o maior número de espécies de plantas, animais e microrganismos do mundo. Isso representa um enorme diferencial de capital natural, estratégico para o desenvolvimento socioeconômico do país e que precisa ser conservado e utilizado de forma sustentável. Ao mesmo tempo, a inovação tecnológica está na raiz do sucesso brasileiro da agricultura tropical e é o trunfo mais poderoso para qualificar países na competição no mercado globalizado. O aprimoramento do Código Florestal deverá servir de base para políticas públicas inovadoras dentro do conceito do ordenamento territorial e do planejamento da paisagem.

SUMÁRIO

SUMÁRIO EXECUTIVO.....	9
1. CONHECIMENTO CIENTÍFICO RELACIONADO À CONSTRUÇÃO DE UMA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	20
1.1. USO AGRÍCOLA DO TERRITÓRIO NACIONAL: POTENCIALIDADES E DESAFIOS DA ESTRUTURA LEGISLATIVA BRASILEIRA	21
1.1.1. Potencial de uso das terras.....	21
1.1.2. Mudanças de uso das terras	23
1.2. IMPACTO AMBIENTAL DECORRENTE DO USO DA TERRA: PERDAS DE SOLO E DE ÁGUA POR EROSÃO HÍDRICA	38
1.2.1. Impactos relativos à erosão hídrica no Brasil.....	40
1.3. A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS) E DE RESERVA LEGAL (RL) PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA	43
1.3.1. As larguras das Áreas de Preservação Permanente (APP) ripárias	44
1.3.2. A importância das áreas de várzeas como APPs	45
1.3.3. A importância biológica de topos de morro e áreas com mais de 1.800 m de altitude	46
1.3.4. Extensão das Reservas Legais (RLs) nos diferentes biomas brasileiros.....	47
1.3.5. A necessidade de separar RL da APP e de manter RL predominantemente com espécies nativas.....	48
1.3.6. A possibilidade de agrupar as RLs de diferentes proprietários em fragmentos maiores e/ou compensar a RL em outra propriedade ou região	49
1.4. A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS) E DE RESERVA LEGAL (RL) NO IMÓVEL RURAL	51
1.4.1. Benefícios Ambientais Associados à Presença de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal no Imóvel Rural.....	51
1.4.1.1. Serviços Ecossistêmicos Associados às Áreas de Preservação Permanente (APPs) Ripárias	55

1.4.1.2. Outros serviços ecossistêmicos associados às Áreas de Preservação Permanente (APPs) e à Reserva Legal (RL).....	59
1.4.1.2.1. Estoque de carbono na vegetação.....	59
1.4.1.2.2. Polinização.....	61
1.4.1.3. Serviços ao Clima.....	67
1.4.1.4. Impactos físicos potenciais da eliminação das APPs de topo de morro e de encostas.....	69
1.4.2. Benefícios econômicos associados às Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal no imóvel rural.....	70
1.5. SITUAÇÕES DE RISCO EM ÁREAS URBANAS.....	72
1.5.1 Proteção contra inundações e enchentes.....	73
1.5.2 Proteção contra deslizamentos e escorregamentos de massa em encostas.....	74
2. CONTRIBUIÇÕES PARA O APERFEIÇOAMENTO DA LEGISLAÇÃO: ESTUDOS DE CASO.....	75
2.1. A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS URBANAS.....	75
2.2. ALTERAÇÃO DO BORDO DE REFERÊNCIA E DA LARGURA DE APPS RIPÁRIAS.....	77
2.3. INCORPORAR AS APPS NO CÔMPUTO DA RL.....	81
2.4. COMPENSAÇÃO DA RL FORA DA PROPRIEDADE RURAL NA MICROBACIA OU NO BIOMA.....	83
3. PROPOSTA DE ENCAMINHAMENTOS FUTUROS.....	88
AGRADECIMENTOS.....	90
ANEXO I – NOVAS TECNOLOGIAS GEOESPACIAIS PARA APOIAR O ORDENAMENTO TERRITORIAL.....	92
LISTA DE TABELAS.....	104
LISTA DE FIGURAS.....	105
REFERÊNCIAS.....	106

1. CONHECIMENTO CIENTÍFICO RELACIONADO À CONSTRUÇÃO DE UMA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

O Brasil testemunha um intenso debate acerca do seu Código Florestal. Em essência, o que se discute é o futuro da flora brasileira, com suas implicações para atividades humanas e as consequências das decisões de caráter político sobre as dimensões ambiental, social e econômica em todo o território nacional e para toda a sociedade.

Constituem premissas para a existência de um Código Florestal a conservação do patrimônio florístico e o estabelecimento de regras para o seu uso. Os fundamentos lógicos de diversas figuras jurídicas do Código Florestal guardam relação causal entre a sua instituição e a proteção de elementos do meio ambiente natural (solo, ar, águas, flora, fauna, assim como suas relações funcionais) e incorporam uma percepção antropocêntrica de proteção à vida e das atividades produtivas, em perpetuidade.

A formulação de uma política pública sobre um bem de interesse coletivo, como o patrimônio florístico brasileiro, deve resultar de um acordo consensual entre todos os níveis de governo e todas as partes interessadas, incluindo a comunidade científica. Nesse processo, é necessário considerar também as políticas públicas já formuladas para outros temas como meio ambiente, agricultura e energia, assim como os compromissos internacionais já assumidos pela sociedade por meio do governo.

Em função disso e em atendimento a uma demanda da comunidade científica brasileira, a Academia Brasileira de Ciências (ABC) e a Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) instituíram um Grupo de Trabalho para subsidiar o diálogo com percepções de caráter estritamente técnico-científico. Este documento apresenta uma síntese dos trabalhos realizados pelo GT e que focaram, de forma exemplificativa, os seguintes temas:

1. Uso agrícola do território nacional: potencialidades e desafios da estrutura legislativa brasileira;
2. Perdas de solos e água decorrentes do uso da terra: a erosão e seu impacto;
3. Os impactos do código florestal sobre a biodiversidade;
4. A importância das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de Reserva Legal (RL) no imóvel rural, incluindo os benefícios ambientais e econômicos da APP e da RL;
5. Os riscos naturais associados ao uso da terra em áreas urbanas.

A matéria é extensa e muito rica. A produção do conhecimento científico é crescente e tem a sua própria dinâmica. Por esse motivo, este documento aponta para a necessidade de trabalho subsequente, mais amplo, profundo e detalhado, sobre os tópicos já analisados, assim como outros que também devem ser devidamente apreciados.

1.1. USO AGRÍCOLA DO TERRITÓRIO NACIONAL: POTENCIALIDADES E DESAFIOS DA ESTRUTURA LEGISLATIVA BRASILEIRA

1.1.1. Potencial de uso das terras

O uso adequado das terras é o primeiro passo para a preservação dos recursos naturais e a sustentabilidade da agricultura (MANZATTO *et al.*, 2002a). Portanto, deve-se alocar cada parcela de terra de acordo com sua aptidão, capacidade de sustentação e produtividade econômica esperada, com o mínimo de degradação ambiental, de modo que os recursos naturais sejam considerados no melhor do seu potencial de uso, ao mesmo tempo em que são preservados para gerações futuras (LEPSCH *et al.*, 1991).

A Tabela 1 apresenta uma visão global do potencial de uso agrícola, pecuário e florestal das terras brasileiras por região, sem considerar restrições de natureza legal, mas evidenciando os diferentes níveis tecnológicos de manejo, classe de aptidão e tipos de usos. Da análise dessa tabela, elaborada com base em Ramalho Filho e Pereira (1999), percebe-se que há grande predominância de terras aptas para lavouras em relação às demais atividades. Considerando-se os diferentes níveis tecnológicos, o país dispõe de aproximadamente 65% do seu território (5.552.673 km²) em terras com potencial para o uso agropecuário.

Tabela 1. Aptidão das terras do Brasil, por região e por nível de manejo para os diferentes tipos de usos indicados.

Tipo de Utilização	Região	Classe de aptidão por nível de manejo (km ²)								
		Nível de manejo A			Nível de manejo B			Nível de manejo C		
		Boa	Regular	Restrita	Boa	Regular	Restrita	Boa	Regular	Restrita
Lavouras ¹	N	25.850	204.982	2.046.873	106.878	1.751.585	427.377	30.032	1.731.001	326.120
	NE	13.394	145.079	435.307	15.555	421.060	321.150	7.482	436.452	267.025
	SE	22.715	118.648	147.506	102.929	130.785	330.767	78.230	266.287	45.966
	CO	2.508	68.048	358.065	10.708	385.902	579.222	107.426	636.919	231.460
	S	46.191	96.824	142.717	64.975	171.474	162.399	38.388	233.857	48.078
	Total	110.658	633.581	3.130.468	301.045	2.860.806	1.820.915	261.558	3.304.516	918.649
Pastagem plantada ²	N	-	-	-	-	234.113	4.935	-	-	-
	NE	-	-	-	4.908	91.636	27.967	-	-	-
	SE	-	-	-	2.957	40.215	96.807	-	-	-
	CO	-	-	-	-	339.309	22.119	-	-	-
	S	-	-	-	34.125	16.836	10.210	-	-	-
	Total	-	-	-	41.990	722.109	162.038	-	-	-
Silvicultura ³	N	-	-	-	-	-	3.816	-	-	-
	NE	-	-	-	1.939	33.908	71.854	-	-	-
	SE	-	-	-	-	58.619	9.415	-	-	-
	CO	-	-	-	-	139.418	71.006	-	-	-
	S	-	-	-	3.127	7.322	11.238	-	-	-
	Total	-	-	-	5.066	239.267	167.329	-	-	-
Pastagem natural ⁴	N	-	-	9.469	-	-	-	-	-	-
	NE	287	141.564	290.781	-	-	-	-	-	-
	SE	-	945	77.084	-	-	-	-	-	-
	CO	-	-	209.181	-	-	-	-	-	-
	S	19.789	10.359	3.102	-	-	-	-	-	-
	Total	20.076	152.868	589.617	-	-	-	-	-	-

¹ Terras aptas para lavouras o são também para os demais tipos de utilização menos intensiva como pastagem e silvicultura.

² Terras com aptidão exclusiva para pastagem plantada; não aptas para lavouras.

³ Terras com aptidão exclusiva para silvicultura; não aptas para lavouras e pastagem plantada.

⁴ Terras com ocorrência exclusiva de pastagem natural.

Fonte: Ramalho Filho (1985), Ramalho Filho e Pereira (1999), Manzatto (2002b).

Entretanto, ao analisar a atividade lavoura no conjunto de todas as regiões do Brasil, observa-se que os níveis de manejo interferem na definição do potencial de terras aptas para esse fim. Para o nível de manejo A (primitivo), há predomínio de terras com sérias limitações (classe Restrita) em todas as regiões do país, significando que a baixa utilização de tecnologias limita o cultivo de determinadas lavouras pelos agricultores (Tabela 1).

No nível de manejo B (pouco desenvolvido), verifica-se certo equilíbrio entre as terras com limitações moderadas e fortes (classes de aptidão Regular e Restrita) na maioria das regiões brasileiras, enquanto que no nível de manejo C (desenvolvido; altamente tecnificado) ocorre forte predomínio de terras com restrições moderadas, considerando-se o atual nível de tecnificação existente no país.

Ressalta-se que, mesmo as áreas consideradas como aptas ao cultivo de lavouras com potencial regular ou restrito possuem limitações pedológicas, indicando a fragilidade dessas terras ao uso agropecuário e a necessidade de planejamento de uso criterioso com a adoção de práticas de manejo conservacionista.

A grande extensão territorial, a variação do potencial produtivo das terras e a diversidade ambiental e socioeconômica determinam padrões de uso das terras, caracterizando-se regionalmente por diferentes formas de pressão de uso e intensidade atual de degradação. Entretanto, quando consideradas globalmente, as mudanças no uso da terra e cobertura do solo são tão importantes que chegam a afetar aspectos fundamentais do funcionamento do sistema terrestre global.

O impacto dessas mudanças, conforme citado por Lambin *et al.* (2001), reflete sobre a diversidade biótica (SALA *et al.*, 2000), contribui para as mudanças climáticas locais e regionais (CHASE *et al.*, 1999), bem como para as mudanças climáticas globais (HOUGHTON *et al.*, 1999), além de influir diretamente para a degradação dos solos (TOLBA e EL-KHOLY, 1992) e da água.

1.1.2. Mudanças de uso das terras

O uso da terra pode ser entendido como a forma mutável com que o espaço geográfico é utilizado pela espécie humana. Em grande parte, as mudanças no uso da terra ocorrem pelas demandas do mercado por fibras, energia e alimentos, novas tecnologias agrícolas e regulação ambiental. Elas representam um fator importante, condicionando as mudanças climáticas globais (MEYER e TURNER 1996) e podendo trazer sérias implicações para a sustentabilidade em suas três dimensões (social, econômica e ambiental) e a produção de alimentos, fibras, bicomcombustíveis e matérias-primas.

Assim, a necessidade de compreensão das causas de mudanças no uso da terra na agropecuária tem sido há tempos enfatizada pelo Committee on Global Change Research (1999). Lambin *et al.* (2001) ressaltam que tais alterações no uso e cobertura da terra estão relacionadas às políticas ambientais e de desenvolvimento. Estes autores concluíram que as alterações não se devem unicamente ao crescimento populacional nem à pobreza, mas também à resposta da população às oportunidades econômicas mediadas por fatores institucionais.

Dessa forma, oportunidades e limitações para novos usos da terra são criados por mercados e políticas locais e nacionais. Porém, as forças globais são as principais determinantes das alterações de uso da terra, potencializadas ou atenuadas por fatores locais, como ganhos de produtividade, infraestrutura e políticas públicas (Código Florestal e Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE).

Adicionalmente, de acordo com o IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) provenientes do setor LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) representam 17% do total de emissões mundiais. Já no Brasil, este setor é responsável por aproximadamente 55% do total das emissões, basicamente oriundas do desmatamento. Prática comum após a derrubada, a queima da vegetação é outro fator de impacto nos recursos naturais, nos recursos hídricos e na biodiversidade.

Por outro lado, reflorestamento, desmatamento evitado (Reduced Emissions Deforestation and Forest Degradation – REDD) e conservação de florestas são formas de uso da terra importantes para a mitigação das mudanças climáticas e estão intimamente ligadas com a ocupação de terras pela agropecuária.

Tais mudanças constituem ainda um fenômeno espacial, transversal e intrinsecamente correlacionado à maioria dos processos de deterioração ambiental e conseqüente comprometimento dos serviços ecossistêmicos associados ao balanço energético, fundamentais para a sustentabilidade das atividades de produção agropecuária.

A regulação do ciclo hidrológico, a manutenção da sazonalidade climática, a mitigação da emissão de gases de efeito estufa (GEE) e o sequestro de gás carbônico (CO₂) da atmosfera e sua acumulação na biomassa e no solo, assim como a minimização do consumo de energia na atividade agrícola são benefícios ambientais que requerem a espacialização e o monitoramento do uso da terra e da cobertura do solo para sua quantificação (ANDRADE *et al.*, 2010; DUMANSKI *et al.*, 2010a, 2010b; FREITAS *et al.*, 2007), visando a eventuais compensações financeiras decorrentes de serviços ambientais prestados no meio rural.

Uso atual das terras

A Tabela 2 apresenta, de forma resumida, as principais formas de uso da terra levantadas pelo Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006). O total de terras ocupadas por imóveis rurais é de 329,9 milhões de hectares, correspondentes a 38,7% do território nacional. Dessas terras, as principais atividades agropecuárias respondem por cerca de 27,1% do território. As terras estão ocupadas por usos diversos da agropecuária, como demonstram também os dados levantados pelo MMA/Probio, para o ano base 2002 (Figura 1).

A análise da estrutura produtiva do país revela que a principal ocupação do solo é a pecuária com 18,6 % do território brasileiro (158,8 milhões de ha). Isso implica que 48,1 % do espaço agrícola levantado pelo censo são ocupadas com pastagens naturais e plantadas, o que corresponde a 2,7 vezes as terras destinadas à produção de lavouras permanentes e temporárias (59,8 milhões de hectares).

As áreas de pastagens da região Centro-Oeste destacam-se sobre as demais com cerca de 58,5 milhões de hectares, seguida pelas regiões Nordeste, com cerca de 30,5 milhões de hectares; Sudeste, Norte e Sul (Tabela 03).

Destaca-se, entretanto, que o uso de pastagens naturais ainda permanece bastante disseminado, apesar das diferenças em termos climáticos, valor da terra, padrões culturais e dimensões territoriais. De modo geral, pode-se inferir que esse tipo de atividade é resultado da utilização de terras com baixo emprego de tecnologia e/ou terras marginais, com limitações climáticas e/ou pedológicas ou de áreas degradadas, abandonadas ou subutilizadas.

Considerando apenas os aspectos do solo, a área atualmente ocupada com lavouras é relativamente pequena se comparada com a área potencial de que o país dispõe especialmente no Centro-Oeste. O incremento produtivo verificado ao longo das duas últimas décadas resultou em uma área ocupada com lavouras de 59,8 milhões de hectares. Destas, na safra 2010, a estimativa de área plantada com cereais, leguminosas e oleaginosas foi de 46,7 milhões de hectares, sendo decorrente, em grande parte, da conversão de áreas ocupadas anteriormente por pastagens, sobretudo nos estados do Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins, oeste da Bahia, sul do Pará e os cerrados do Piauí.

A associação dessa expansão com o ganho de produtividade resultou ainda em aumento de mais de 100% na produção de grãos quando comparada à safra 1996, atingindo cerca de 148 milhões de toneladas em 2010. Entre os grãos, a soja foi a que mais se expandiu em termos de área e produção graças à pesquisa agrícola que desenvolveu e introduziu novas variedades adequadas às condições dos solos do bioma Cerrado, principalmente em Goiás, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso.

Tabela 2. Uso atual das terras do Brasil

Formas de uso da terra	Área (hectares)	% das terras em uso
Lavouras permanentes	11.612.227	3,52
Lavouras temporárias	44.019.726	13,34
Lavouras com área plantada com forrageiras para corte	4.114.557	1,25
Lavouras com cultivo de flores (inclusive hidroponia e plasticultura), viveiros de mudas, estufas e casa de vegetação	100.109	0,03
Pastagens naturais	57.316.457	17,37
Pastagens plantadas degradadas	9.842.925	2,98
Pastagens plantadas	91.594.484	27,76
Matas e/ou florestas naturais destinadas à preservação permanente ou reserva legal	50.163.102	15,2
Matas e/ou florestas naturais (exclusive área de preservação permanente e as em sistemas agroflorestais)	35.621.638	10,8
Matas e/ou florestas plantadas com essências florestais	4.497.324	1,36
Sistemas agroflorestais	8.197.564	2,48
Tanques, lagos, açudes e/ou área de águas públicas para a aquicultura	1.319.492	0,4
Construções, benfeitorias ou caminhos	4.689.700	1,42
Terras degradadas (erodidas, desertificadas, salinizadas etc.)	789.238	0,24
Terras inaproveitadas para agricultura ou pecuária (pântanos, areais, pedreiras etc.)	6.093.185	1,85
Total das Terras em uso	329.971.728	100

FONTE: Censo Agropecuário (IBGE, 2006).

Tabela 3. Uso atual das terras com pastagens por regiões do Brasil

Região	Tipo de uso			Total
	Pastagens naturais	Pastagens plantadas degradadas	Pastagens plantadas em boas condições	
Centro-Oeste	13731189	3338809	41448215	58518213
Nordeste	16010990	2233350	12295265	30539605
Sudeste	10853455	1653121	15054568	27561144
Norte	5905157	2168266	18450751	26524174
Sul	10815667	449378	4345683	15610728
Total	57316458	9842924	91594482	158753864

FONTE: Censo Agropecuário (IBGE, 2006).

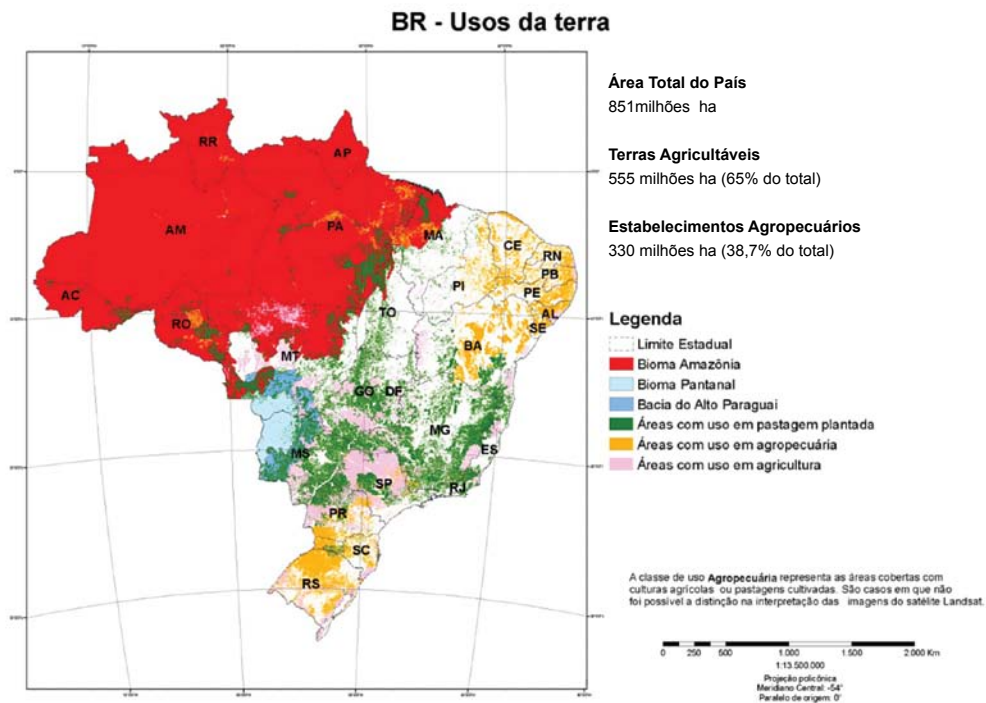


Figura 1. Uso atual das terras no Brasil (MANZATTO *et al.*, 2009).

Com base nos dados da Tabela 4, é possível tirar conclusões sobre a adequação de uso das terras no país em comparação com os dados sobre aptidão das terras. Verifica-se que a atividade agropecuária é mais intensiva nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. A região Nordeste, embora bastante antropizada, apresenta intensidade de uso intermediária, decorrente das limitações climáticas em parte de seu território, registrando, porém, uma forte expansão na produção de grãos recentemente. Por outro lado, a região Sul apresenta o maior percentual de área com alta intensidade de uso (41%), diferenciada das demais regiões do país pelo predomínio de pequenas propriedades rurais e agricultura cada vez mais tecnificada, usualmente organizada em cooperativas.

Na região Norte, há baixa intensidade de uso das terras em 95% de seu território com os estados do Amazonas e do Amapá apresentando baixo nível de antropização. Nessa região, as áreas de maior intensidade de uso compreendem o leste do Pará, Tocantins, norte do Mato Grosso e Rondônia, que demarcam a área de fronteira agrícola. As formas de uso da terra nessa faixa incluíram a extração madeireira e a formação de pastagens. Atualmente, existe uma procura para a produção de grãos, eucalipto e oleaginosas perenes (palma) na região.

Estes dados confirmam as estimativas sobre a aptidão agrícola das terras do país, sua fragilidade e o grande potencial para a intensificação agropecuária, por meio da adoção de tecnologias apropriadas, com aumento da produção por meio do incremento de produtividade. Considerando o valor ambiental da floresta amazônica – a maior floresta tropical remanescente do mundo – e a grande disponibilidade de terras antropizadas passíveis de intensificação de seu uso atual em outras regiões, conclui-se que sua utilização com grandes sistemas agropecuários intensivos pode representar risco desnecessário ao uso sustentável dos seus recursos naturais (LUNZ e FRANKE, 1997, 1998).

Tabela 4. Intensidade de uso agrossilvipastoril das terras municipais por regiões no Brasil.

Intensidade	Região									
	N		NE		CO		SE		S	
	Superfície									
Classe de pressão	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Baixa	3682612	95	1214470	78	761442	47	291792	32	136168	24
Média	148679	4	233031	15	500558	31	360400	39	200116	35
Alta	35722	1	104275	7	359367	22	271244	29	240472	41

FONTE: Manzatto *et al.* (2002b).

O país dispõe de expressiva área com solos aptos para irrigação, estimada em 29,5 milhões de hectares (Tabela 5). Porém, o uso da agricultura irrigada no Brasil ainda é baixo quando comparado à agricultura de sequeiro, embora a participação da produção oriunda das lavouras irrigadas já seja expressiva.

Neste sentido, estudo produzido pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2004) informa que:

[...] ainda que se verifique uma pequena percentagem de área irrigada em nossas terras, em comparação com a área plantada, cultivos irrigados produziram, em 1998, 16% de nossa safra de alimentos e 35% do valor de produção. No Brasil, cada hectare irrigado equivale a três hectares de sequeiro em produtividade física e a sete em produtividade econômica.

Uma noção mais precisa do percentual de terras irrigadas em relação à superfície plantada total no Brasil pode ser obtida no trabalho elaborado por Cristofidis (2008) que considerou os dados dos 62 principais cultivos da base do SIDRA/IBGE em 2005, referentes à safra 2003/04, em especial por mostrarem maior número de cultivos permanentes nos quais se adotou a prática de irrigação.

O autor destaca que a fruticultura e, mais recentemente, a cana-de-açúcar utilizam tecnologias de irrigação. A área plantada total era de 58,461 milhões de hectares, 11% dos quais com cultivos permanentes e 89% com lavouras temporárias. A superfície irrigada no país em 2003/2004, estimada em 3,44 milhões de hectares, equivalia a 5,89% da área total plantada destinada à produção das 62 principais culturas (Tabela 5).

Está muito abaixo dos padrões mundiais e das oportunidades que o país oferece, configurando-se em uma alternativa para a intensificação das terras atualmente em uso pela agropecuária mediante a adoção de sistemas sustentáveis e o uso racional da água.

A irrigação no país experimentou grande expansão até meados da década de 1990. Posteriormente, houve estagnação do crescimento, que persiste até hoje. O crescimento exponencial da irrigação, principalmente na década de 80, foi decorrente do Programa Nacional de Aproveitamento Racional de Várzeas Irrigáveis (PROVÁRZEAS), instituído pelo Decreto nº 86.146 em 23.06.81, e do Programa de Financiamento e Equipamentos de Irrigação (PROFIR), no mesmo ano. Os programas possibilitaram a utilização de mais de um milhão de hectares de solos de várzeas drenados e/ou sistematizados, beneficiando cerca de 40 mil produtores e criando mais de 150 mil empregos diretos no período de sua vigência (1981-1988). Por outro lado, essa atividade ocupou Áreas de Preservação Permanente (APP), definidas como tais pelo Código Florestal, o que gerou um grande passivo ambiental. Mais recentemente outros programas estão sendo implantados nesse tema, que deverão estar orientados para não gerarem novos passivos ambientais.

Tabela 5. Indicadores da irrigação no Brasil

Região	Área Plantada (Temporárias e Permanentes)*	Solos aptos à irrigação	Área irrigada	Área Irrigada/ Área Plantada
	1.000 ha			%
Norte	2.560	11.900	100	3,89
Nordeste	11.975	1.104	733	6,12
Sudeste	11.751	4.429	988	8,41
Sul	19.222	4.407	1.302	6,77
Centro-Oeste	12.953	7.724	318	2,46
Total	58.461	29.564	3.441	27,65

FONTE: Adaptado de Cristofidis (1999, 2008). (*) Área de 62 cultivos, safra 2003/2004.

As áreas destinadas às Unidades de Conservação já demarcadas representam atualmente cerca de 120 milhões de hectares ou 14% do território (Tabela 5 e Figura 2), sendo divididas em áreas de proteção integral (aproximadamente 5,5% do território) e de uso sustentável (cerca de 8,9%).

Quanto as Terras Indígenas, as áreas já homologadas representam cerca de 98,47 milhões de ha em 2010 (estimativas da Embrapa Monitoramento por Satélite) ou 11,6% do território nacional.

As áreas dos estabelecimentos agropecuários com florestas/matias naturais/sistemas agroflorestais levantadas pelo Censo Agropecuário (cerca de 85,8 milhões hectares) somadas às áreas das Unidades de Conservação e Uso Sustentável podem representar uma alternativa regional para a adoção de políticas regionais em eventuais compensações ambientais de atividades agrícolas, como por exemplo, o Programa MT Legal.

Considerando as terras levantadas pelo Censo Agropecuário, as Terras Indígenas e as terras com restrições de uso (Unidades de Conservação Integral), o país já destinou para as diversas formas de ocupação cerca de 475 milhões de hectares ou 56% do seu território.

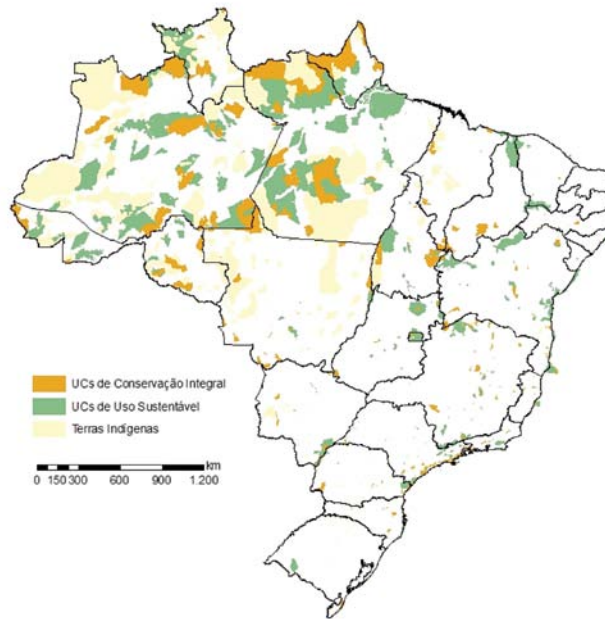


Figura 2. Unidades de conservação da natureza e terras indígenas no Brasil
(Fonte: Embrapa Monitoramento por Satélite)

Tabela 6. Estimativas de áreas com cobertura vegetal nativa e Unidades de Conservação.

BIOMA	Área Mapeada PROBIO	Áreas com Cobertura Vegetal/Água		UC de Proteção Integral ⁽²⁾		UC de Uso Sustentável ⁽²⁾	
	(M ha)	(M ha)	% ⁽¹⁾	(M ha)	% bioma	(M ha)	% bioma
Amazônia	423,50	382,86	90,51	38,13	9,12%	60,04	14,35%
Caatinga	82,58	52,61	63,72	0,81	0,99%	4,29	5,19%
Cerrado	204,72	124,92	61,02	5,15	2,53%	7,32	3,59%
Mata atlântica	105,90	30,77	29,05	1,91	1,73%	3,69	3,34%
Pampa	17,82	9,15	51,3	0,09	0,49%	0,32	1,80%
Pantanal	15,12	13,38	88,46	0,44	2,91%	0,00	0,00%
Total	849,64 *	613,69	72,27	46,54	5,49%	75,66	8,92%

FONTE: Adaptado de MMA/PROBIO - www.mma.gov.br/probio. (*) Área considerada no estudo. (1) Relativo à área do país. (2) Estimativa Embrapa Monitoramento Satélite.

Aspectos gerais de dinâmica de uso agrícola das terras

Analisando os Censos Agropecuários de 1970, 1975, 1980, 1985, 1995-1996 e 2006, Gasques *et al.* (2010) observaram que o número de estabelecimentos rurais cresceu acentuadamente até 1980, expressando o amplo processo de expansão e ocupação de novas áreas ocorridas até então. A partir daquele ano, há certa estabilidade do número de estabelecimentos em torno dos 5,1 milhões no ano de 2006. A redução de área média observada desde o início do período reflete, entre outros pontos, o aumento da produtividade da terra e dos fatores de produção em geral obtidos por meio de investimentos em pesquisa, qualificação da mão de obra e dos resultados de políticas agrícolas.

Os autores registram ainda que a utilização das terras mostra o aumento expressivo da porcentagem de áreas destinadas às lavouras, que vem crescendo sistematicamente ao longo do tempo. Em 2006, sua participação em relação à área total foi de 18,14%. Mas o traço mais relevante da utilização de terras é o peso das áreas de pastagens, que tem se mantido ao longo do tempo entre 44,0% e 50,0% da área total dos estabelecimentos.

Quanto à relação entre as áreas de pastagem e o total de bovinos, os autores ressaltam a forte queda nos anos analisados. A relação passa a ser de 2,56 ha por animal em 1940 para 1,96 ha em 1970, e 0,93 ha em 2006. Esta relação expressa a capacidade de suporte da pastagem e indica que o aumento dessa capacidade pode liberar terras para outras finalidades.

Nos últimos anos, portanto, a tendência da agropecuária brasileira tem sido de crescimento sistemático da produção, principalmente em decorrência de ganhos de produtividade. Contini *et al.* (2010) avaliaram o comportamento histórico da produção, da área e da produtividade para grãos no período de 1975 a 2010 (Figura 3). Enquanto a área aumentou 45,6% nesse período, a produção cresceu 268%. A tendência tem sido de crescimento acentuado da produtividade durante todo o período considerado. As quedas verificadas devem-se mais a ocorrências de períodos de estiagem, como entre 2004 e 2006. O indicador de produtividade para grãos passou de um valor médio de 1.258 kg/ha em 1977, para 3.000 kg/ha em 2010.

Em relação à produção de carnes, Contini *et al.*, (2010) constataram que a produção também cresceu extraordinariamente nas últimas três décadas. De 1979 a 2009, a produção de carne bovina aumentou 5,42% ao ano, a suína, 4,66%, e a de aves, 8,45%. De 2002 a 2009, as carnes bovina, de frango e suína tiveram crescimento de 3,1%, de 7,25% e de 1,97% ao ano, respectivamente. Essa dinâmica está relacionada à evolução das exportações. Poderia ter tido desempenho melhor não fosse a crise econômica internacional iniciada em setembro de 2008.

Embora ganhos de produtividade na pecuária também tenham sido registrados recentemente, na pecuária extensiva, a taxa de lotação das pastagens ainda é baixa, cerca de 1 cabeça/ha, conforme Censo

Agropecuário de 2006. Um pequeno investimento tecnológico, especialmente nas áreas com baixas taxas de lotação (< 0,5 cabeça/ha), pode ampliar essa capacidade, liberando terras para outras atividades produtivas, ou mesmo evitando novos desmatamentos.

Como exemplos de apoio à modernização e aos ganhos de produtividade na pecuária, podem ser citados os programas oficiais e privados de melhoria genética do plantel nacional, que incluem programas de melhoramento genético, inseminação artificial e transferências de embriões, integração lavoura-pecuária-floresta, confinamento e semiconfinamento, boas práticas na pecuária e, recentemente, o Programa ABC (Agricultura de Baixo Carbono - TRECEN TI, 2010). Tal programa destaca-se como política de intensificação de uso da terra em atendimento ao estabelecido pela lei (12187 – 29/12/2009), que instituiu a Política Nacional de Mudança do Clima (PNMC), em seu artigo 11º que afirma que: “serão estabelecidos, por meio de decretos específicos, planos setoriais de mitigação e de adaptação à mudança global do clima, visando à consolidação de uma economia de baixo consumo de carbono”.

A PNMC estabelece instrumentos importantes do ponto de vista financeiro para as organizações que desenvolverem ações de redução de emissão de GEE, tais como: a) medidas fiscais e tributárias de estímulo; b) linhas de crédito e financiamento específicos de agentes públicos e privados; c) formação de um mercado brasileiro de redução de emissões com os créditos de carbono considerados ativos mobiliários negociáveis em bolsa de valores.

As ações desenvolvidas no programa de atuação do grupo, do qual este plano de trabalho é parte, visam apoiar o atingimento das metas do programa ABC, entre elas: a) recuperação de uma área de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas (redução de 101 Mt C_{equiv} – milhões de toneladas em equivalente carbono de GEEs); b) adoção do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) em 4 milhões de hectares (redução de 20 Mt C_{equiv}); c) ampliação do uso do sistema plantio direto (SPD) em 8 milhões de hectares (possível redução de 16 a 20 Mt C_{equiv}) (TRECEN TI, 2010).

Mesmo considerando os ganhos de produtividade ao longo das últimas décadas (Figura 3), o Brasil foi um dos poucos países do mundo a aumentar suas áreas agrícolas, estimadas em cerca de 278 milhões de hectares ou 27,1% de seu território. Segundo Sparovek *et al.* (2010), desse montante, cerca de 61 milhões de hectares com baixa e média produtividade agrícola poderiam ser usados na produção intensiva de alimentos. Do total geral, pelo menos 83 milhões de hectares estariam em situação de não conformidade com o Código Florestal e deveriam ser recuperados.

Entretanto, o pagamento de eventuais passivos ambientais pela agricultura deve considerar sua capacidade de pagamento e os benefícios que a atividade transfere à sociedade através de ganhos de produtividade e segurança alimentar, sem contar os saldos positivos na balança comercial.

Nesse sentido, França (2001) relata que a renda bruta das lavouras (arroz, batata inglesa, cebola, feijão, mandioca, milho, trigo, algodão em caroço, amendoim e soja), ou seja, o valor monetário da produção obtida pelo produtor teve um decréscimo da ordem de 40% nas décadas de 80 e 90, revelando que todo o esforço de ganhos de produtividade foi, em última análise, utilizado para compensar a queda de preços relativos pagos ao produtor, beneficiando outros segmentos da sociedade.

Outros autores, como Souza e Viana (2007) e Geraldine (2005) também observaram essa tendência de queda dos valores pagos ao produtor e a transferência de recursos do setor agrícola, entendida como a perda ou ganho de renda em relação a mudanças nos preços relativos. Silva (2010) relata que, no período entre 1995-2008, a evolução do produto foi sempre superior à evolução do Produto Interno Bruto (PIB) a preços reais correntes. Portanto, o produto cresceu a preços reais decrescentes. Isso somado ao aumento da produção agropecuária representou uma perda de renda do agronegócio, absorvida pela sociedade.

Silva (2010) estimou que a transferência de renda acumulada foi da ordem de R\$ 837 bilhões, sendo mais marcante na pecuária do que no setor de lavouras. Desse total, 47% foram provenientes do setor básico (46% das lavouras e 54% da pecuária), 38% do segmento de distribuição, 20% da agroindústria (62% da indústria de base vegetal e 38% do animal), sendo que o setor de insumos foi receptor líquido de R\$ 41 bilhões. O estudo indicou ainda que a maior transferência diretamente à sociedade foi do setor básico, da ordem de R\$ 641 bilhões, sendo 67% das lavouras, e o restante da pecuária.

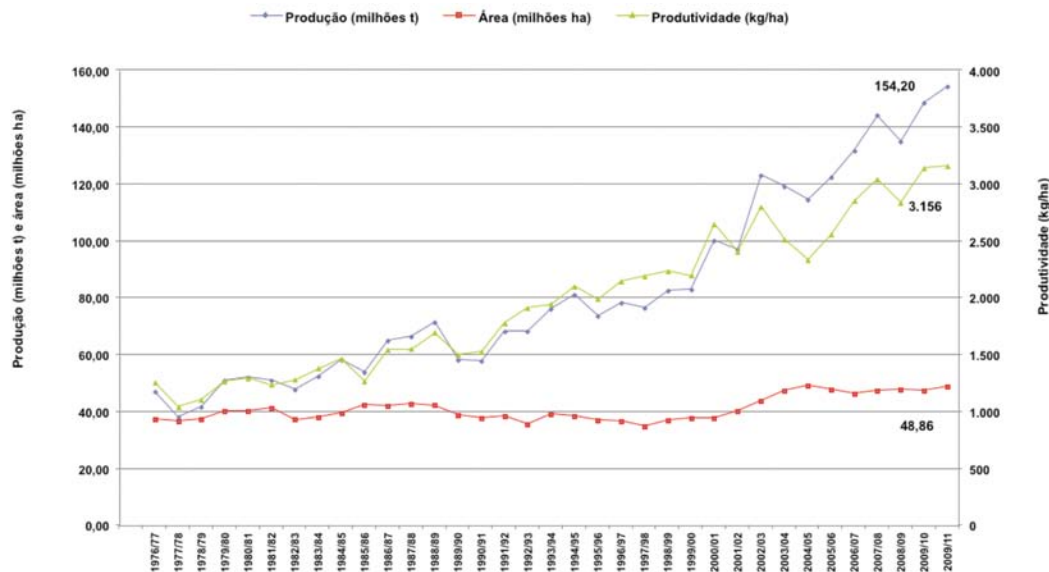


Figura 3. Evolução da área cultivada (vermelho), da produção (azul) e da produtividade (verde) de grãos entre 1975 e 2010 (CONTINI *et al.*, 2010).

Cenários sobre o uso e mudanças de uso na terra

Estimativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2010), indicam que o crescimento da produção agrícola no Brasil continuará ocorrendo com base no ganho de produtividade, com maior acréscimo na produção do que na área ocupada.

As projeções efetuadas pelo Ministério indicam um acentuado aumento de consumo de alimentos no planeta, especialmente milho, soja e trigo, para o período 2009/2019. Segundo as projeções, a produção de grãos no país (soja, milho, trigo, arroz e feijão) deverá passar de 129,8 milhões de toneladas em 2008/2009 para 177,5 milhões em 2019/2020, ou seja, um aumento de 36,7%. A produção de carnes também sofreria um acréscimo de 37,8% no período considerado.

Os estudos indicam ainda que a taxa anual média de crescimento da produção de lavouras deverá ser de 2,67%, enquanto a expansão da área ocupada será, anualmente, de 0,45%, passando de 60 milhões de hectares em 2010 para 69,7% milhões em 2020. A expansão deverá estar concentrada na soja – com mais 4,7 milhões de hectares – e na cana de açúcar – com mais 4,3 milhões de hectares. O milho tem previsão de expansão da ordem de um milhão de hectares e as demais lavouras permanecerão com área de cultivo estável ou mesmo sofrendo retração.

Em recente estudo promovido pelo Banco Mundial com o objetivo de dar suporte aos esforços do Brasil para identificar oportunidades para reduzir as suas emissões de GEE e ao mesmo tempo promover o desenvolvimento econômico, Gouvello *et al.* (2010) modelaram a demanda futura por terras para a agricultura e as emissões geradas pelas mudanças de uso da terra de acordo com vários cenários, considerando critérios como aptidão das terras para a agricultura, distância até as rodovias, concentração urbana, custo do transporte até os portos, declividade e distância até áreas convertidas.

De acordo com o Cenário de Referência construído para o estudo, serão necessários aproximadamente 17 milhões de hectares adicionais de terras para poder acomodar a expansão de todas as atividades durante o período de 2006 a 2030. Em todo o Brasil, a área total alocada para usos produtivos estimada em 257 milhões de hectares em 2008 deve passar por uma expansão de 7 por cento – atingindo em torno de 276 milhões de hectares em 2030; 24 por cento desse crescimento deve se dar na região amazônica.

Em 2030, da mesma forma que em 2008, a expectativa é que as terras de pastagem ocupem a maior parte dessa área (205 milhões de hectares em 2008 e 207 milhões em 2030). O crescimento verificado ao longo do tempo nesse valor total torna necessário converter a vegetação nativa em uso para produção, o que ocorre principalmente nas regiões de fronteiras na região amazônica e – em menor escala, no Maranhão, Piauí, Tocantins e na Bahia.

No Cenário de Baixo Carbono na Agricultura construído pelo estudo, a quantidade de terras adicionais necessárias para a mitigação das emissões e para a remoção de carbono chega a mais de 53 milhões de hectares. Dessa quantidade, mais de 44 milhões de ha – mais do que o dobro da expansão de terra projetada no Cenário de Referência – seriam destinados à recuperação de florestas.

Juntamente com as terras adicionais no Cenário de Referência, o volume total de terras adicionais necessárias chega a mais de 70 milhões de ha, mais do que duas vezes a extensão total de terras plantadas com soja (21,3 milhões de ha) e com cana-de-açúcar (8,2 milhões de ha) em 2008, ou mais do que duas vezes a área de soja projetada para 2030 no Cenário de Referência (30,6 milhões de ha). Para obter o volume de terras adicionais necessárias no cenário projetado, a opção foi aumentar a produtividade da pecuária considerando três opções: (a) promover a recuperação de áreas degradadas de pastagem; (b) estimular a adoção de sistemas produtivos que envolvam confinamento de gado para engorda; (c) encorajar a adoção de sistemas de lavoura-pecuária.

O aumento da taxa de lotação resultante da recuperação de áreas degradadas combinado com sistemas integrados mais intensivos de lavoura-pecuária e confinamento de gado para engorda reflete-se em acentuada redução na demanda por terra, projetada para ser de aproximadamente 138 milhões de ha no Cenário de Baixo Carbono, em comparação com 207 milhões de hectares no Cenário de Referência para o ano de 2030. A diferença seria suficiente para absorver a demanda por terras adicionais associadas tanto à expansão das atividades de agricultura e pecuária no Cenário de Referência, quanto à expansão da mitigação e remoção de carbono, no Cenário de Baixo Carbono.

Considera-se que, tecnicamente, essa opção é possível, uma vez que a produtividade da pecuária brasileira em geral é baixa e os sistemas existentes de confinamento de gado e de lavoura-pecuária poderiam ser expandidos. Além disso, o emprego de sistemas mais intensivos de produção poderia desencadear retornos econômicos superiores e ganhos líquidos para a economia do setor. O potencial representado pela liberação e pela recuperação de áreas degradadas de pastagem seria suficiente para acomodar o mais ambicioso dos cenários de crescimento na agropecuária.

O estudo explorou ainda duas importantes opções de remoção de carbono: restauro das matas nativas e florestas de produção para a indústria de aço e ferro. No caso do restauro de florestas, o Cenário de Baixo Carbono considerou a observação das ações legais referentes à reconstituição obrigatória, de acordo com a legislação referente às matas ciliares e Reservas Legais. Nesse sentido, o Cenário de Baixo Carbono deu origem a um “cenário da legalidade”. Utilizando essas áreas definidas para reflorestamento, o estudo modelou o seu potencial para redução de CO₂. De acordo com o que ficou demonstrado pelo cenário da legalidade, o potencial de remoção de carbono é alto: um total cumulativo de 2.9 Gt CO_{2equiv} ao longo do período de 20 anos, ou aproximadamente 140 Mt CO_{2equiv} por ano, em média (GOUVELLO *et al.*, 2010).

Tais projeções indicam que o país pode resgatar eventuais passivos ambientais sem prejudicar a produção e a oferta futura de alimentos, fibras e energia, mantendo a tendência das últimas décadas, desde que políticas de renda e ordenamento do território sejam implementadas. Cita-se, como exemplo, o elevado custo de adoção de novas tecnologias no campo frente ao custo de incorporação agrícola de novas terras na fronteira agrícola especialmente no Cerrado, onde o custo de desmatamento é ainda muito baixo em função do uso de práticas como o fogo, que inviabilizam qualquer planejamento ambiental.

Constata-se, portanto, que graças à pesquisa agropecuária brasileira e à atividade empreendedora dos agricultores, o Brasil ocupa o primeiro lugar na exportação do complexo soja; possui o maior rebanho bovino comercial do mundo; é o maior exportador de café, açúcar, suco de laranja e carne bovina, ocupando posição de destaque em diversas outras cadeias produtivas. É ainda um dos maiores produtores mundiais de biocombustíveis.

Entretanto, mesmo considerando os avanços na agricultura conservacionista e o sucesso da agricultura tropical, o processo histórico de ocupação do território brasileiro resultou, em alguns casos, no aumento das pressões e impactos negativos sobre o meio ambiente. Assim, o desperdício dos recursos naturais decorrente do uso inadequado das terras é uma realidade a ser enfrentada, levando a repensar essa ocupação para evitar os erros do passado e promover uma gradual adequação ambiental da atividade rural.

A agricultura brasileira possui atualmente uma nova dimensão socioeconômica e ambiental e é responsável pelo superávit comercial brasileiro. A atividade demanda ciência, inovação, tecnologias modernas e atenção redobrada quanto aos seus impactos sobre os recursos naturais rumo a uma economia verde.

1.2. IMPACTO AMBIENTAL DECORRENTE DO USO DA TERRA: PERDAS DE SOLO E DE ÁGUA POR EROÇÃO HÍDRICA

O uso da terra com fins agrícola, pecuário e florestal pode promover a retirada da cobertura vegetal natural e a exposição do solo aos efeitos das fortes chuvas tropicais que ocorrem em praticamente todo o território nacional. O impacto ambiental do uso agrícola das terras tem por consequência perdas de solo e de água. Entende-se que esse impacto não é exclusivo da presença ou não de RLs e APPs em maior ou menor proporção no imóvel agrícola.

Entende-se, sim, que tais áreas a serem protegidas fazem parte de uma estratégia produtiva que potencializa a conservação da água, do solo e da agrobiodiversidade em qualquer imóvel rural. Tal afirmação fundamenta-se no fato de que, em terras sob cobertura florestal, o sistema radicular, serrapilheira e vegetação adensada das matas conseguem, juntos, reter em média 70% do volume das precipitações, regularizando a vazão dos rios, contribuindo para a melhoria na qualidade da água.

Assim, o impacto ambiental negativo do uso agrícola das terras causa fortes perdas de solo e de água, sendo o principal fator de degradação das terras em ambientes tropicais e subtropicais úmidos (HERNANI *et al.*, 2002). A erosão hídrica, processo natural que acontece em escala de tempo geológica, tende a ser acelerada pela atividade antrópica, a ponto de tornar seus efeitos visíveis pela formação de ravinas e voçorocas e pelo assoreamento e eutrofização de riachos, rios e lagos.

Por ser um processo contínuo, a degradação das terras é ignorada quando ocorre em magnitudes menores, até que eventos catastróficos aconteçam, a exemplo das inundações e escorregamentos sob precipitações de alta intensidade ou, por longos períodos de estiagem – o que se dá frequentemente – e que resultaram em 2001 em uma das maiores crises energéticas registradas no país, causando elevados prejuízos à sociedade brasileira.

Diversos estudos mostram que alterações na vegetação, como sua substituição por culturas agrícolas ou pastagens, acarretam mudanças no fluxo de água. Analisando 94 experimentos realizados em microbacias hidrográficas em todo o mundo, Bosch e Hewlett (1982) mostraram que a remoção da cobertura florestal aumenta as descargas anuais dos rios. O mesmo efeito foi relatado para a região tropical (BRUIJNZEEL, 2004).

Em estudo realizado no estado do Pará, Prado *et al.* (2006) mostraram que o escoamento superficial em áreas florestadas corresponde a menos de 3% da precipitação, enquanto que em áreas de pastagem o percentual pode chegar a 17%. O maior escoamento superficial resulta em respostas hidrológicas mais

rápidas e menor infiltração de água no solo, aumentando as taxas de pico de vazão com potencial para gerar grandes descargas e até inundações no período das chuvas e redução das descargas nos períodos de estiagens. Além disso, o aumento no escoamento superficial tem maior potencial erosivo, carreando partículas de solo, matéria orgânica, fertilizantes, pesticidas e sementes para os cursos d'água e reservatórios. Esse processo é potencializado em vertentes íngremes.

A importância da manutenção da APP ripária para minimizar a perda de solo por erosão superficial e o consequente assoreamento de riachos, ribeirões e rios foi demonstrada experimentalmente por Joly e colaboradores (2000), trabalhando na bacia do rio Jacaré-Pepira, no município de Brotas (SP). O grupo de pesquisadores determinou em campo, a partir do uso de parcelas de erosão, que a perda anual de solo em uma pastagem é da ordem de $0,24 \text{ t ha}^{-1}$, enquanto que no mesmo tipo de solo, com a mesma declividade e distância do rio, a perda anual de solo no interior da mata ciliar foi da ordem de $0,0009 \text{ t ha}^{-1}$ (JOLY *et al.*, 2000).

Portanto, a manutenção de áreas florestadas em meio às propriedades rurais tem efeitos positivos na infiltração de água e na proteção do solo, auxiliando a regularização do regime hidrológico, a qualidade da água e reduzindo o escoamento superficial e o carreamento de partículas de solo para os corpos d'água.

Por isso, é necessário adotar uma estratégia de produção agrícola conservacionista, onde práticas de manejo do solo como Sistema de Plantio Direto e integração lavoura-pecuária-silvicultura proporcionem maior produtividade e lucratividade aos produtores rurais. Quando aliadas à disposição na paisagem de cobertura florestal nativa, essas práticas favorecem a redução de perdas de solos em áreas frágeis e a mitigação desses impactos sobre os recursos hídricos superficiais, gerando ainda serviços ambientais e ecossistêmicos à sociedade.

No contexto da produção agropecuária, a degradação das terras está relacionada às ações que contribuem para o decréscimo da sustentabilidade da produção agrícola, pela diminuição da qualidade do solo e de seus atributos físicos, químicos e biológicos (FREITAS *et al.*, 2007).

Esse conceito é aplicável para qualquer área em que os princípios básicos de conservação do solo e recursos naturais não foram obedecidos durante o estabelecimento da atividade agrícola após desmatamento ou outro uso (CASTRO FILHO *et al.*, 2001). A degradação da terra diz respeito também à perda de qualidade e da disponibilidade da água, especialmente para consumo humano, além da perda definitiva de biodiversidade devido aos processos utilizados no manejo inicial ou a antropização do solo, bem como a falta de planejamento, uso de áreas frágeis e de preservação permanente (HERNANI *et al.*, 2002).

1.2.1. Impactos relativos à erosão hídrica no Brasil

A valoração econômica dos danos causados pela erosão é complexa, especialmente no Brasil, por causa das dificuldades em definir e quantificar as formas e a extensão dos efeitos e impactos dos processos erosivos. Portanto, a avaliação dos impactos da erosão hídrica decorrentes do uso agrícola das terras resulta de estimativas parciais e incompletas que devem ser consideradas apenas para ilustrar a magnitude do problema no país e as alternativas para a sua mitigação, numa perspectiva de sustentabilidade socioambiental da agricultura.

Utilizando dados de perdas de solo determinadas para diferentes culturas e em condições experimentais de solo e clima do estado de São Paulo, e extrapolando tais valores para as respectivas áreas cultivadas no Brasil, Vergara Filho (1994) estimou as perdas anuais médias de solo em 1,1 bilhão de toneladas.

Os danos ambientais causados pelo processo de erosão do solo, segundo Marques (1998) podem ser enfocados sob duas formas: os internos (no âmbito da propriedade rural) e os externos à área de produção agrícola ou local de origem. O autor estimou o valor econômico dos danos ambientais baseando-se no conceito de valor de uso e nos métodos de mensuração do custo de reposição e produção sacrificada ou redução na produtividade. No entanto, ele ressalta a possibilidade de ter subestimado os impactos totais, já que não considerou vários componentes como os valores de opção, de existência e outros.

Apesar de as estimativas do custo da erosão terem sido baseadas quase sempre no valor dos nutrientes retirados da camada superficial do solo ou do custo de reposição desses nutrientes na forma de adubos e corretivos, outros custos devem ser considerados, como a degradação da própria camada superficial, onde ocorre o crescimento das raízes e as principais trocas de gases e de água, limitantes para o atingimento de altas produtividades econômicas e sustentáveis. O custo interno (dentro da propriedade rural) da erosão se eleva quando são considerados a perda em longo prazo da capacidade produtiva e o custo de insumos como água (irrigação), combustível, adubos, pesticidas e mão de obra (CASTRO FILHO *et al.*, 2001; LANDERS *et al.*, 2001).

Por outro lado, a estes custos devem ser acrescentados os custos externos (fora da propriedade), como a necessidade de manutenção de estradas vicinais e rurais e de canais de irrigação, o aumento no custo de tratamento de água para consumo humano, a perda de capacidade de armazenamento de água em reservatórios para a produção de energia elétrica e irrigação, a menor recarga de aquíferos como reservatórios naturais de água para diferentes fins e pelas emissões adicionais de carbono para a atmosfera provenientes do manejo do solo hoje considerado indevido. (LANDERS *et al.*, 2001)

Em uma estimativa considerada preliminar, Hernani *et al.* (2002) ilustraram a magnitude da perda potencial de solo por erosão hídrica nas áreas com atividade agropecuária no Brasil. Consideraram a área total ocupada com lavouras (anuais e perenes) e pastagens (naturais e plantadas) conforme o Censo

Agropecuário de 1996 (IBGE, 1997) e admitindo como perda anual média de solo o valor de 15,0 t ha⁻¹ para lavouras baseado em Bragagnolo e Pan (2000) e De Maria (1999) – sob manejo convencional com preparo intensivo do solo e de 0,4 t ha⁻¹ para pastagens baseado em Bertoni e Lombardi Neto (1990) – em pastagens artificiais com algum nível de degradação.

Dessa forma, estimaram em 822,6 milhões de t o potencial de perdas anuais de solo no Brasil, sendo 751,6 milhões de t devido às áreas ocupadas com lavouras e 71,1 milhões de t de terrenos cobertos com pastagens. Da mesma forma, o potencial de perda de água foi estimado em 171 milhões de m³. Considerando os custos internos e os externos à propriedade agrícola decorrentes de processos erosivos, os autores estimaram que a erosão pode gerar um prejuízo anual da ordem de R\$ 9,3 bilhões ao país.

Os valores estimados por Hernani *et al.* (2002) para ilustrar a perda potencial de solo e água nas áreas com uso agrossilvipastoril são elevados e alarmantes. Entretanto, a ação de agricultores e técnicos amparados no conhecimento dos solos tropicais e na adoção do sistema plantio direto representa hoje uma resposta à erosão hídrica do solo em mais de 50% da área agrícola brasileira (FEBRAPDP, 2011), que pode ser ampliada rapidamente através de políticas públicas.

Nos últimos anos, a legislação ambiental tem sido ampliada e melhorada e, nas últimas décadas, programas de manejo integrado do solo em bacias hidrográficas têm tido sucesso em alguns estados (BERTOLINI *et al.*, 1993; BRAGAGNOLO e PAN, 2000), contando sempre com a participação e o comprometimento da maioria dos setores da sociedade, resultando em substancial melhoria da qualidade ambiental.

Nesse sentido, avaliando a dinâmica da produção de sedimentos no Rio Grande do Sul em consequência da evolução do Sistema Plantio Direto (SPD) a partir da modelagem em larga escala de dados secundários (Censos Agropecuários 1985, 1996 e 2006 e monitoramento estadual de adoção de SPD), Lino (2010) observou que a produção de sedimentos não variou nas bacias hidrográficas com predominância de uso com pastagens e diminuiu nas bacias com uso agrícola nos anos de 1996 e 2006, quando se igualou à produção das bacias com pastagens. A adoção de SPD apresentou uma redução média na carga de sedimentos de 82%, valor próximo à redução das taxas de erosão em experimentos com plantio direto.

Adicionalmente, o sequestro de carbono da atmosfera para o solo operado pelo plantio direto é uma contribuição adicional muito relevante, sendo mais um indicador da possibilidade de construir uma agricultura altamente sustentável nos trópicos (FREITAS *et al.*, 2007). Em trabalho elaborado a partir de dados dos próprios autores e da revisão de outros dados já publicados no país, Bayer *et al.* (2006) mostram que, na média, em lavouras de grãos cultivados sob plantio direto no Cerrado, houve um acúmulo de carbono no solo, sequestrado da atmosfera, da ordem de 350 kg ha⁻¹ ano⁻¹, podendo atingir 480 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na região Sul, numa profundidade de 20 cm.

Nas áreas sob manejo convencional, ao contrário, observa-se a emissão de carbono para a atmosfera. Convertendo esses valores em quantidade de dióxido de carbono (CO₂) tem-se para o Cerrado e para a região Sul, respectivamente, totais aproximados de 1,28 t ha⁻¹ ano⁻¹ e 1,76 t ha⁻¹ ano⁻¹ de CO₂ retiradas da atmosfera.

Portanto, a adoção de práticas e técnicas que causem menor impacto ambiental e que impliquem necessariamente no reordenamento do uso da terra e de atividades em suas propriedades – incluindo a manutenção de APPs e de RLs – tem como produto principal a minimização da degradação dos recursos naturais.

Trata-se de uma clara questão de escolha, que está nas mãos da sociedade: optar pela atividade agropecuária nos moldes tradicionais, incorporando os custos ambientais relatados ou generalizar os exemplos que garantem a rentabilidade e a sustentabilidade agrícola pelo uso pleno do conhecimento tecnológico, pelo planejamento do uso da terra, de manejo do solo e da água e pela degeneração mínima do sistema planta – solo – clima. Assim é possível promover uma atividade agrícola em harmonia com a natureza, através do uso de preceitos biológicos e agrônômicos adaptados à nossa realidade edafoambiental.

A comunidade internacional, e certamente também a brasileira, reconhecem que a preservação e a conservação dos recursos naturais são corresponsabilidade de todos os setores da sociedade. Dessa forma, premissas como o incremento da produção por unidade de área e de insumo, maximizando fatores de produção, otimizando o uso de insumos e de mão de obra e convivendo pacificamente com a natureza, requerem que a sociedade assuma a necessidade de ressarcir os agricultores, gestores ambientais e responsáveis pelo uso e manejo sustentáveis dos recursos naturais pelos serviços ambientais proporcionados, assim como proposto por Landers e Freitas (2001) e por Landers *et al.* (2002), em especial pela produção de água limpa e em quantidade.

1.3. A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS) E DE RESERVA LEGAL (RL) PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA¹

O Brasil é um dos países com maior diversidade biológica no mundo, pois abriga pelo menos 20% das espécies do planeta, com altas taxas de endemismo para diferentes grupos taxonômicos. Isso implica amplas oportunidades, em particular econômicas (desenvolvimento de novos fármacos, bioterápicos, tecnologias biomiméticas, alimentos, turismo ecológico etc.), mas também numa maior responsabilidade. A legislação ambiental brasileira tem avançado cada vez mais, refletindo a importância do patrimônio natural único do país. Retrocessos terão graves e irreversíveis consequências ambientais, sociais e econômicas.

Por reconhecer a importância da conservação e do uso sustentável desse inestimável patrimônio natural, o Brasil se tornou signatário de importantes compromissos internacionais como a Convenção da Diversidade Biológica (CDB) e a Convenção de Áreas Úmidas (RAMSAR). Além disso, assumiu também o compromisso no âmbito da Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas de reduzir 38% de suas emissões de gases de efeito estufa até 2020. Esses compromissos exigem não só a implementação de sua atual legislação ambiental, como também o resgate do grande passivo ambiental do setor agropecuário brasileiro.

Há consenso entre os pesquisadores de que a garantia de manutenção das Áreas de Preservação Permanente (APP) ao longo das margens de rio e corpos d'água, de topos de morros e de encostas com declividade superior a 30 graus, bem como a conservação das áreas de Reserva Legal (RL) nos diferentes biomas são de fundamental importância para a conservação da biodiversidade brasileira.

Entre os impactos negativos da redução de APPs e de RL estão a extinção de espécies de muitos grupos de plantas e animais (vertebrados e invertebrados); o aumento de emissão de CO₂; a redução de serviços ecossistêmicos, tais como o controle de pragas, a polinização de plantas cultivadas ou selvagens e a proteção de recursos hídricos; a propagação de doenças (hantavírus e outras transmitidas por animais silvestres, como no caso do carrapato associado à capivara); intensificação de outras perturbações (incêndios, caça, extrativismo predatório, impacto de cães e gatos domésticos e ferais, efeitos de agroquímicos); o assoreamento de rios, reservatórios e portos, com claras implicações no abastecimento de água, energia e escoamento de produção em todo o país.

¹ Este texto foi adaptado e/ou parcialmente reproduzido dos seguintes documentos já publicados: *Impactos potenciais das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos*, elaborado por pesquisadores do Programa BIOTA/FAPESP e ABECO (<http://www.abecol.org.br/wordpress/?p=185>); Metzger (2010); Martinelli *et al.* (2010); Joly *et al.* (2010); Metzger *et al.* (2010).

A seguir, são destacados alguns aspectos de alterações na legislação ambiental que teriam reflexo direto sobre a biodiversidade.

1.3.1. As larguras das Áreas de Preservação Permanente (APP) ripárias

A legislação atual estipula uma série de larguras mínimas de Áreas de Proteção Permanente ripárias e no entorno de reservatórios e nascentes. Tais limites foram determinados com base no conhecimento científico disponível quando o Código Florestal de 1965 foi alterado em 1989.

Os rios menores, além de terem grande expressão na rede hidrográfica brasileira, abrigam uma fauna única. Estudos de anfíbios anuros (sapos e rãs) na Mata Atlântica indicam que 50% das espécies estão concentradas em riachos com menos de 5 m de largura (TOLEDO *et al.*, 2010). Somente na última lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo, das 66 espécies de peixes classificadas em algum grau de ameaça, 45 mostram alta fidelidade a riachos e, portanto, são dependentes da qualidade do hábitat circundante e interno.

Há um grande número de espécies de mamíferos semiaquáticos, como ariranhas e lontras que dependem das matas ciliares (GALETTI *et al.*, 2010), além de diversas espécies de aves (DEVELEY e PONGILUPPI, 2010), répteis (MARQUES *et al.*, 2010), borboletas (FREITAS, 2010) e peixes (CASSATI, 2010) ameaçados de extinção, que vivem exclusivamente nessas áreas.

A efetividade dessas faixas de vegetação remanescente depende de vários fatores, dentre eles o tipo de serviço ecossistêmico considerado e a largura de vegetação preservada. Por exemplo, há dados que indicam que larguras de 30 m seriam suficientes para as matas ripárias reterem boa parte dos nitratos vindos dos campos agrícolas (PINAY e DÉCAMPS, 1988). No entanto, dadas as suas múltiplas funções, incluindo a fixação de solo, proteção de recursos hídricos e conservação de fauna e flora, deve-se pensar na largura mínima suficiente para que essa faixa desempenhe de forma satisfatória todas as suas funções.

Por consequência, do ponto de vista científico, a definição dessa largura deveria respeitar o serviço ecossistêmico mais exigente, incluindo-se nessa avaliação a conservação da biodiversidade. Além da conservação local, em termos biológicos, os corredores formados pela vegetação ciliar são reconhecidos como elementos que facilitam o fluxo de indivíduos.

A importância da manutenção da APP ripária para minimizar a perda de solo por erosão superficial e o consequente assoreamento de riachos, ribeirões e rios foi demonstrada experimentalmente por Joly e colaboradores (JOLY *et al.*, 2000), trabalhando na bacia do rio Jacaré-Pepira, município de Brotas (SP). Esse grupo de pesquisadores estimou em campo, com o uso de parcelas de erosão, que a perda anual de

solo em uma pastagem é da ordem de $0,24 \text{ t ha}^{-1}$, enquanto que no mesmo tipo de solo, com a mesma declividade e distância do rio, a perda anual de solo no interior da mata ciliar foi da ordem de $0,0009 \text{ t ha}^{-1}$ (JOLY *et al.*, 2000). Entretanto, não foi possível determinar a capacidade dessa faixa de vegetação nativa em reter partículas sólidas de erosão gerada fora dela.

A sobrevivência de muitos vertebrados da fauna nativa depende da capacidade que estes têm de se deslocarem, mantendo populações geneticamente viáveis, especialmente em áreas onde a vegetação nativa se encontra fragmentada. Nas regiões fortemente alteradas pela ação antrópica a vegetação nativa é reduzida a pequenas ilhas isoladas em uma matriz agrícola ou pastoril. Nesta situação, invariavelmente, as populações de animais silvestres são pequenas e a variabilidade genética tende a diminuir, tornando-as altamente vulneráveis a extinção local. Nesta situação corredores de vegetação nativa são de fundamental importância para conectar fragmentos, estabelecendo uma sinergia positiva entre o aumento das populações, da variabilidade genética e, conseqüentemente, de sobrevivência das espécies (DEVELEY e STOFFER, 2001).

Conforme proposto pelos pesquisadores do Programa BIOTA/FAPESP (RODRIGUES *et al.*, 2008) para o estado de São Paulo, a averbação das áreas de RLs deve ser feita de forma a favorecer a conectividade entre remanescentes de vegetação nativa. Desta forma, seria possível criar uma rede de corredores de vegetação nativa interligando RLs e APPs. Localmente, a sinergia positiva, da conexão entre fragmentos, faz com esta rede tenha uma capacidade de conservação da fauna nativa significativamente superior à simples somatória da capacidade de cada fragmento isolado (AWADE e METZGER, 2008; BOSCOLO *et al.*, 2008; MARTENSEN *et al.*, 2008; PARDINI *et al.*, 2010). Em uma escala espacial e temporal mais ampla, esta rede tem também um potencial maior de mitigar os impactos de mudanças climáticas (MARINI *et al.*, 2009).

1.3.2. A importância das áreas de várzeas como APPs

As várzeas são áreas altamente relevantes em termos ecológicos e por isso a importância de serem incluídas no conceito das APPs. Ao contrário do investimento necessário para conservação dessas áreas, o custo para recuperação da sua funcionalidade – usualmente pago pela sociedade com um todo – é extremamente elevado (GUTRICH e HITZHUSEN, 2004). Esses mesmos autores calcularam que o custo de restauração da funcionalidade ecológica de várzeas antropizadas é de US\$ 5.000 por hectare em processos que podem levar mais de 20 anos. Um custo muito superior ao da recuperação de matas ciliares.

Além de abrigarem uma fauna e flora particulares, incluindo espécies endêmicas – que vivem exclusivamente nesses ambientes –, as várzeas prestam diversos serviços ecossistêmicos de grande relevância para o homem (JUNK *et al.*, 2010; TUNDISI e TUNDISI, 2010).

São elas que dissipam as forças erosivas do escoamento superficial de águas pluviais, funcionando como importantes controladores de enchentes (verdadeiros piscinões, como aqueles construídos em grandes cidades e que tentam imitar a função das áreas de várzea). As várzeas também facilitam a precipitação e a deposição de sedimentos suspensos na água, reduzindo substancialmente os custos de tratamento de água para abastecimento. Também têm alta importância biológica porque fornecem alimento, abrigo e sítios de alimentação e reprodução para muitas espécies, podendo ter ainda valores estéticos e culturais ímpares.

Para as populações ribeirinhas de toda a região amazônica, as várzeas são essenciais, tanto do ponto de vista econômico – pois auxiliam na manutenção de estoques pesqueiros, assegurando sítios de alimentação e abrigo para fases jovens de diversas espécies importantes na dieta e na economia das famílias –, como do ponto de vista social e cultural. Por essas razões, no mundo todo há programas de proteção das áreas úmidas e de seus serviços ecossistêmicos.

Como signatário da Convenção de RAMSAR (ratificada pelo governo federal no Decreto 1.905/1996), o Brasil se comprometeu com o desenvolvimento de uma política especial de proteção das zonas úmidas. A retirada da condição de APP das várzeas contraria diretamente esse compromisso assumido nacional e internacionalmente, reiterado na Declaração de Cuiabá em 2008 (INTECOL WETLAND WORKING GROUP, 2008). A legislação ambiental deveria incentivar a recuperação destas áreas ao invés de reduzir sua proteção e torná-las mais frágeis e vulneráveis.

Em longo prazo, reduzir o tamanho de APPs na sua largura e extensão ou na exclusão de áreas frágeis hoje protegidas gera impactos ambientais irreversíveis, colocando, muitas vezes, a própria vida humana em risco. Mesmo com toda a evolução do conhecimento científico e tecnológico, os custos para restaurar essas áreas são extremamente elevados e nem todos os serviços ecossistêmicos serão plenamente recuperados.

1.3.3. A importância biológica de topos de morro e áreas com mais de 1.800 m de altitude

As áreas com mais 1.800 m de altitude representam uma parcela ínfima do território nacional (menos de 1%), porém têm uma importância ecológica muito elevada, por serem áreas com altas taxas de endemismo, resultado de um longo processo de especiação por isolamento geográfico (RIBEIRO e FREITAS, 2010). Essas áreas de maior elevação abrigam muitas espécies particularmente sensíveis à perturbação do seu hábitat por terem ocorrência bastante restrita.

1.3.4. Extensão das Reservas Legais (RLs) nos diferentes biomas brasileiros

São diversas as razões para que se mantenham a atuais RLs. Primeiro são áreas relevantes para conservação da biodiversidade e, junto com as APPs, deveriam manter uma cobertura de vegetação nativa acima de 30%. De acordo com estudos científicos recentes (PARDINI *et al.*, 2010), esta porcentagem representa um limiar importante, abaixo do qual os riscos de extinção de espécies aumentam muito rapidamente.

Na Amazônia Legal, em função dos Zoneamentos Ecológico-Econômicos (ZEE) de cada estado, aventa-se a possibilidade de reduzir a RL de áreas florestais de 80% para 50%, e de áreas não florestais, como Cerrados e Campos, de 35% para 20% de cada propriedade. Apesar de muitos estados ainda não terem zoneamentos aprovados, pode-se prever que, sob pressão de grupos de interesse, todos tenderão a sancionar tal redução percentual, tornando-se importantes indutores ou facilitadores do desmatamento em amplas áreas da Amazônia.

Essa alteração terá efeito especialmente impactante, pois poderá favorecer a redução da cobertura florestal da Amazônia para níveis abaixo de 60%, percentual hoje considerado como um limiar crítico para a manutenção da conectividade (ou continuidade) física da floresta (STAUFFER, 1985; WITH e CRIST, 1995; WITH e KING, 1999). Abaixo desse limiar, os ambientes tendem a ser mais fragmentados, com fragmentos menores, mais isolados e com maior risco de extinção de espécies e deterioração dos próprios fragmentos, além da perda de sua efetividade como ecossistemas funcionais.

Além da questão biológica e dos serviços ecossistêmicos, pequenos fragmentos de vegetação nativa mantidos como RL têm importante papel para diminuir o isolamento dos poucos fragmentos maiores, funcionando como trampolins ecológicos no deslocamento das espécies pela paisagem. Sem esses fragmentos, os fluxos biológicos seriam muito prejudicados, acelerando ainda mais o processo de extinção.

Em regiões com alta ocupação humana, os fragmentos pequenos (< 100 ha) representam uma parcela considerável do que sobrou. No caso da Mata Atlântica, os pequenos fragmentos representam 90% do número total de fragmentos mapeados. Somados, correspondem a 30% da área total de floresta remanescente (RIBEIRO *et al.*, 2009). Mesmo pequenos, tais fragmentos representam áreas relevantes e prestam importantes serviços ao homem e às espécies que lá habitam.

1.3.5. A necessidade de separar RL da APP e de manter RL predominantemente com espécies nativas

Uma das atuais propostas de alteração do Código Florestal expande as possibilidades de incorporar a APP no cômputo da RL de todas as propriedades. O maior objetivo dessa alteração é a redução do passivo ambiental, uma vez que esse mecanismo não deverá ser autorizado caso implique na supressão de novas áreas de vegetação nativa. Com essa alteração, uma propriedade (com mais de quatro módulos fiscais) que incluir 10% de APP só precisará manter mais 10% adicionais como RL; aquela que tiver mais de 20% de APP não terá de manter qualquer RL. Haveria assim uma substituição de RL por APP.

Esse cálculo combinado não faz sentido em termos biológicos. Áreas de APP e RL possuem funções e características distintas, conservando diferentes espécies e serviços ecossistêmicos. Áreas de APP ripárias diferem das áreas entre rios mantidas como RL; analogamente, APPs em encostas íngremes não equivalem a áreas próximas em solos planos que ainda mantêm vegetação nativa, conservadas como RL.

As APPs protegem áreas mais frágeis ou estratégicas, como aquelas com maior risco de erosão de solo ou que servem para recarga de aquífero, seja qual for a vegetação que as recobre, além de terem papel importante de conservação da biodiversidade. Por se localizarem fora das áreas frágeis que caracterizam as APPs, as RLs são um instrumento adicional que amplia o leque de ecossistemas e espécies nativas conservadas. São áreas complementares que devem coexistir nas paisagens para assegurar sua sustentabilidade biológica e ecológica em longo prazo.

Cabe destacar ainda que, ao contrário das APPs, as RLs podem ser manejadas pelos proprietários que delas podem extrair madeiras, essências, flores, frutos e mel. Portanto, as RLs são fonte de trabalho e renda para o proprietário, desde que as atividades exercidas não comprometam a sobrevivência das espécies nativas que abrigam.

Entre outras causas, o descumprimento do Código Florestal vigente no que tange às APPs e RLs é um dos principais fatores responsáveis pelo contínuo aumento no número de espécies brasileiras vulneráveis e ameaçadas de extinção nas listas atualizadas periodicamente pelas sociedades científicas e adotadas pelos órgãos e instituições da área ambiental¹.

Na região amazônica, a redução das RLs diminuiria o patamar de cobertura florestal a níveis que comprometeriam a continuidade física da floresta, aumentando significativamente o risco de extinção de espécies, comprometendo sua efetividade como ecossistemas funcionais e seus serviços ecossistêmicos.

1 Vide Portaria IBDF nº 303, de 29 de maio de 1968; Portaria IBAMA nº 1522, de 19 de dezembro de 1989; Instrução Normativa MMA nº 03, de 27 de maio de 2003; Instrução Normativa MMA nº 05, de 21 de maio de 2004 e Instrução Normativa MMA nº 52, de 08 de novembro de 2005.

A restauração das áreas de RL, viável graças ao avanço do conhecimento científico e tecnológico, deve ser feita, preferencialmente, com espécies nativas, pois o uso de espécies exóticas compromete sua função de conservação da biodiversidade e não assegura a restauração de suas funções ecológicas e dos serviços ecossistêmicos. É neste componente (RL) que se constata o maior passivo ambiental do setor agropecuário brasileiro. Novas técnicas de restauração e manejo sustentável de espécies nativas devem ser utilizadas para adequação legal e ambiental da propriedade rural.

A sobrevivência das espécies depende de suas habilidades de se deslocarem pela paisagem. Onde a vegetação original encontra-se reduzida e dispersa em inúmeros fragmentos, isolando e reduzindo o tamanho das populações nativas que nela vivem, corredores de vegetação nativa podem ter papel capital, pois muitas espécies silvestres não conseguem usar ou cruzar áreas abertas criadas pelo homem, nem quando se trata de interferências muito estreitas como estradas (DEVELEY e STOUFFER, 2001).

1.3.6. A possibilidade de agrupar as RLs de diferentes proprietários em fragmentos maiores e/ou compensar a RL em outra propriedade ou região

Uma possibilidade a ser considerada é a estipulação de um valor percentual de vegetação total a ser mantido por propriedade ou bacia hidrográfica, privilegiando aquelas com maior valor biótico e funcional. Esse percentual deve garantir ao mesmo tempo espaços para atividade econômica e para a conservação de ecossistemas e seus serviços, beneficiando inclusive as áreas de produção agrícola nas cercanias. Dentro da extensão assegurada à vegetação nativa deveriam estar incluídas, obrigatoriamente, todas as APPs, completando-se o percentual total estipulado com RL.

A compensação de RL fora da propriedade deve ser restrita às áreas situadas nas mesmas regiões biogeográficas e com equivalência nas formações fitofisionômicas. Dessa forma, é impossível pensar em compensação dentro de todo um bioma. Essas compensações só devem ser possíveis em áreas geográficas mais restritas, possivelmente como aquelas gerenciadas pelos Comitês de Bacia. Nesse caso, a disposição das RLs permitiria não apenas pensar nas melhores áreas para a conservação da biodiversidade, mas também como naquelas que mais trariam benefício para a proteção dos recursos hídricos e do solo ou a restauração com florestas nativas das áreas inadequadamente disponibilizadas para agricultura no passado, hoje marginalizadas em função de sua baixa aptidão.

É também necessário definir uma cota máxima de compensação dentro de uma região para não criar amplos contrastes com paisagens muito depauperadas de vegetação em determinadas bacias e outras com alta concentração de RL. Esses contrastes não são desejáveis, não apenas por criar paisagens pobres em termos biológicos, mas também porque os benefícios ecossistêmicos das RLs são mais intensos se elas estiverem próximas das áreas produtivas.

É ainda necessário repensar o uso de espécies exóticas dentro da RL. Elas podem ser úteis para acelerar ou facilitar a restauração dessas áreas nos primeiros estágios de restauração da RL, mas não deveriam ser consideradas como elementos permanentes das RLs. O uso sustentável de recursos naturais deveria ser a prioridade, podendo inclusive tornar-se uma alternativa econômica mais rentável do que o uso agrícola do solo, no caso da Amazônia.

1.4. A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS) E DE RESERVA LEGAL (RL) NO IMÓVEL RURAL

1.4.1. Benefícios Ambientais Associados à Presença de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal no Imóvel Rural

Os avanços científicos e tecnológicos alcançados pela pesquisa agropecuária nas últimas décadas possibilitaram aumentos expressivos nos índices de produção e produtividade agrícola. A dinâmica das demandas do setor ao longo do tempo também exigiu respostas diversificadas frente à diversidade socioeconômica e ambiental do país.

Há áreas onde a agricultura apresenta uma longa história, como é o caso dos biomas Mata Atlântica e Caatinga, com problemas ambientais associados ao longo processo histórico de ocupação e de evolução de seus sistemas agrários. Contrastam com os biomas Amazônia e Cerrado, nos quais a ocupação agrícola em grande escala é relativamente recente, com trajetórias de algumas décadas e sistemas de produção em diferentes estágios de desenvolvimento.

No que diz respeito à base técnica, essa produção depende da diversidade de tecnologias, culturas e áreas geográficas, em especial do centro-sul brasileiro, onde predomina a agricultura de uso intensivo de insumos industriais e máquinas. Em muitos casos, encontra-se consolidada em cadeias agroindustriais, como da cana-de-açúcar, soja, milho, café, arroz, algodão, florestas plantadas, hortaliças, citros e outras frutas temperadas/tropicais, bovinos, suínos, aves etc.

Em contraposição, há áreas de agricultura predominantemente tradicional, com destaque para o Nordeste e o Norte – este último com forte presença de sistemas naturais, onde predominam os sistemas de produção extensivos, apesar da emergência de atividades organizadas em termos de intensificação agropecuária.

Diante da diversidade dos cenários e das opções tecnológicas de produção, há consenso na pesquisa agropecuária de que são necessários ajustes contínuos nos sistemas produtivos convencionais para superar problemas de difícil solução pelo seu caráter difuso e multifacetado, por exemplo: a poluição e a contaminação ambiental; a erosão do solo e suas degradações físicas, químicas e biológicas, com consequente perda da resiliência, redução da capacidade produtiva, além dos riscos de desertificação e a perda da biodiversidade e de serviços ambientais.

Enquanto muitos dos problemas enfrentados pela pesquisa podem ser tratados como questão de desenvolvimento tecnológico, outros requerem abordagens diferenciadas devido ao seu caráter ainda intangível, não precificado em termos de retornos econômicos, como é o caso dos serviços ecossistêmicos ofertados pelas áreas naturais e pela biodiversidade. Alguns desses serviços geram benefícios de alcance global, mas outros são essenciais para os próprios sistemas de produção e sua lucratividade.

Uma das prioridades das ciências que lidam com a interface entre sistemas produtivos e gestão ambiental é avaliar as consequências que as mudanças no uso da terra e na composição da paisagem promovem sobre o bem-estar humano e estabelecer o embasamento científico para a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas. Entre os componentes dessa interface estão os serviços ecossistêmicos.

Eles podem ser distribuídos em quatro categorias: a) provisão: trata essencialmente da produção de alimentos, fibras, combustíveis e água; b) regulação: do clima, da hidrologia e da saúde ambiental, c) cultural: diz respeito às dimensões espiritual, estética, recreativa e educacional; d) suporte: produção primária, formação do solo, manutenção de fluxo biótico.

Métodos para valoração econômica desses serviços já estão disponíveis e amplamente aplicados no Brasil (MAY *et al.*, 2000) e sua remuneração aos produtores já está se tornando uma realidade (casos de mercado de carbono, cobrança pelo uso da água, ICMS Ecológico etc.) (VEIGA e MAY, 2010).

Cabe aqui ressaltar as duas matérias aprovadas pela Comissão de Meio Ambiente da Câmara no dia 1 de dezembro de 2010 para regulamentar o mecanismo de Redução Certificada de Emissões do Desmatamento e Degradação (PL 5586/09) e que cria a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PL 792/07 e apensados). Elas permitem o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) associados à proteção de recursos naturais por propriedades privadas e Unidades de Conservação, assim como a comercialização de créditos de carbono vinculados à manutenção da floresta em pé e sob manejo sustentável (REDD+) e sua contribuição às metas nacionais de redução de emissões de gases de efeito estufa.

A Tabela 7 apresenta as categorias de serviços ecossistêmicos referidas anteriormente e os fatores que contribuem para o bem-estar do cidadão. Ambos mantêm relações intrínsecas e por isso não devem ser considerados isoladamente.

Pelo menos quatro serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas naturais são importantes para a sociedade atual e suas gerações futuras, assim como para a sustentabilidade dos sistemas de produção: a) a regulação hidrológica (aumento do armazenamento, transferência e recarga de aquíferos); b) regulação atmosférica (maior sequestro de carbono e redução de gases causadores do efeito estufa); c) o controle da erosão; d) serviços ofertados pela biodiversidade (polinização e controle de pragas agrícolas).

Além desses serviços, ainda podem ser mencionados aqueles prestados pela vegetação nativa que margeia os rios e protege as encostas, funcionando também como corredores de fluxo gênico e importantes filtros na retenção de particulados que eventualmente entrariam nos corpos hídricos.

Assim como qualquer outro insumo agrícola, os ecossistemas e seus serviços constituem bem de capital para uma nação, estado ou propriedade. Já estão sendo definidos na literatura internacional com o nome de Capital Natural (ARONSON *et al.* 2007, NEßHÖVER *et al.* 2009, ARONSON *et al.* 2010). Os custos associados ao manejo inadequado desses bens estão implícitos nos indicadores econômicos oficiais (perdas de nutrientes e de polinizadores, acarretando baixa produtividade, por exemplo). Os benefícios podem ser explicitados por métodos específicos de valoração, indicando os ganhos potencialmente obtidos da proteção dos mesmos.

A escassez da provisão dos serviços ecossistêmicos tem sido percebida de forma crescente pelos atores econômicos, resultando na formação de mercados específicos por tais serviços (carbono, água). No entanto, devido à falta de preços explícitos para grande parte desses serviços, é necessário que a sociedade defina a importância de sua manutenção para a sobrevivência humana, colocando limites à expansão das atividades econômicas.

O entendimento da importância da manutenção de áreas naturais como APPs e RLs na propriedade rural é fundamental, já que existe a concepção errônea de que as áreas com vegetação nativa representam áreas não produtivas, de custo adicional, sem nenhum retorno ao produtor. Essas áreas, a rigor, são fundamentais para manter a produtividade em sistemas agropecuários, tendo em vista sua influência direta na produção e conservação da água, da biodiversidade, do solo, na manutenção de abrigo para agentes polinizadores, para dispersores e para inimigos naturais de pragas das próprias culturas da propriedade.

Portanto, a manutenção de remanescentes de vegetação nativa nas propriedades e na paisagem transcende uma discussão puramente ambientalista e ecológica, vislumbrando-se, além do seu potencial econômico, a sustentabilidade da atividade agropecuária.

Tabela 7. Relações entre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS		FATORES CONTRIBUINTE AO BEM-ESTAR HUMANO	
Suporte <ul style="list-style-type: none"> • Ciclagem de nutrientes • Formação do solo • Produção primária 	Provisionamento <ul style="list-style-type: none"> • Alimentos • Água potável • Madeira e fibras • Combustíveis 	Segurança <ul style="list-style-type: none"> • Segurança individual • Acesso seguro aos recursos naturais • Seguro contra desastres 	Liberdade de escolhas e de ação <p>Oportunidade para alcançar aquilo que os indivíduos valorizam fazer e ser</p>
	Regulação <ul style="list-style-type: none"> • Regulação do clima • Regulação de inundações • Regulação de doenças • Purificação de água 	Matéria-prima para uma vida boa <ul style="list-style-type: none"> • Renda adequada • Alimentos suficientes e nutritivos • Abrigo • Acesso a bens 	
	Cultural <ul style="list-style-type: none"> • Estético • Espiritual • Educativo • Recreativo 	Saúde <ul style="list-style-type: none"> • Força • Sentir bem • Acesso a ar e água puros <hr/> Boas relações sociais <ul style="list-style-type: none"> • Coesão social • Respeito mútuo • Capacidade de ajudar o outro 	
VIDA NA TERRA - BIODIVERSIDADE			

Fonte: Adaptado de Millennium Ecosystem Assessment (2005).

1.4.1.1. Serviços Ecossistêmicos Associados às Áreas de Preservação Permanente (APPs) Ripárias

Os serviços ecossistêmicos prestados pelas APPs ripárias são bem conhecidos. Entre eles podem ser citados (a) o seu papel de barreira ou filtro, evitando que sedimentos, matéria orgânica, nutrientes dos solos, fertilizantes e pesticidas utilizados em áreas agrícolas alcancem o meio aquático; (b) o favorecimento da infiltração da água no solo e a recarga dos aquíferos; (c) a proteção do solo nas margens dos cursos d'água, evitando erosão e assoreamentos; (d) a criação de condições para o fluxo gênico da flora e fauna (BATA-LHA *et al.*, 2005); (e) o fornecimento de alimentos para a manutenção de peixes e demais organismos aquáticos; (f) o refúgio de polinizadores e de inimigos naturais de pragas de culturas.

A matéria orgânica presente na serapilheira depositada sobre o solo das áreas ripárias pode ser lixiviada pela infiltração da água da chuva e atingir o rio via fluxos hidrológicos superficiais ou subsuperficiais ou ainda pela entrada via arraste da serapilheira nas enxurradas ou pela queda direta de folhas no canal fluvial. Dessa maneira, as florestas podem ser vistas como fontes de matéria orgânica e energia para os sistemas aquáticos, cumprindo um papel essencial para o funcionamento desses ecossistemas (McCLAIN e ELSNBEER, 2001).

Entre os impactos potenciais da diminuição da largura das APPs estão as alterações na capacidade de armazenamento de água ao longo da faixa ripária com consequente redução de vazão na estação seca (LIMA e ZAKIA, 2000).

Ressalta-se que ocorrem interações hidrológicas entre superfície e subsuperfície dos cursos d'água, considerando que a água não flui unicamente pelo canal fluvial, mas também pelos interstícios dos sedimentos junto às margens e sob o canal. Este compartimento é conhecido como zona hiporréica ou ripária (JONES e HOLMES, 1996; TRISKA *et al.*, 1989). Processos biogeoquímicos importantes ocorrem nesse compartimento, o que determina a importância das áreas marginais aos cursos d'água na atenuação do aporte de nutrientes oriundos dos solos agrícolas fertilizados e nas transformações de moléculas e metabólitos oriundos da aplicação de pesticidas nos cultivos agrícolas.

Assim, a vegetação presente na área ripária atua como barreira biogeoquímica para a entrada de espécies químicas orgânicas e inorgânicas nos rios, fato que confere à vegetação ripária arbórea grande importância na manutenção da qualidade da água e saúde do ecossistema aquático (CORREL *et al.*, 1992; FORTESCUE 1980; TRISKA *et al.*, 1993). Gilliam (1994) relata a redução de mais de 90% das concentrações de sedimentos e de espécies de nitrogênio dissolvido como consequência da ação filtrante das matas ripárias. Já Emmett *et al.* (1994) verificaram que a floresta ripária reduziu as concentrações de nitrogênio, fósforo e fósforo total dissolvidos em respectivamente 38%, 94% e 42%.

A recente expansão da fronteira agrícola na Amazônia para o plantio de grãos associada ao desmatamento da vegetação ripária tem promovido impactos sobre o funcionamento de ecossistemas aquáticos e na qualidade da água de pequenos igarapés (riachos amazônicos) utilizados pelas comunidades ribeirinhas, conforme relatado por Figueiredo (2009) acerca de vários estudos conduzidos pela Embrapa e parceiros.

Nesses estudos, chega-se à conclusão de que mesmo a vegetação secundária nas áreas ripárias deve estar desempenhando uma importante função na conservação da qualidade da água e da manutenção das funções dos ecossistemas aquáticos das bacias com predominância de agricultura familiar.

No entanto, em áreas de cabeceira onde a floresta foi severamente alterada, foram observadas alterações significativas nas concentrações de potássio, cálcio, magnésio, amônio, cloreto, sulfato, nitrato e carbono orgânico dissolvido, como também alterações significativas nos parâmetros de qualidade de água como a turbidez, condutividade, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e temperatura, quando comparadas com áreas de cabeceira onde a floresta está relativamente conservada.

Além disso, os estudos indicaram que, com o decréscimo de áreas de floresta para aumento de pastagem, aumentam a temperatura e a condutividade e diminuem as concentrações de sulfato e nitrato nas águas fluviais. Já o aumento das áreas de agricultura de grãos associado à ausência das matas ciliares fez diminuir o oxigênio dissolvido e aumentar a turbidez e as concentrações de sódio e cloreto nas águas dos igarapés das bacias estudadas.

Com o objetivo de embasar políticas públicas na gestão de bacias hidrográficas, Figueiredo *et al.* (2010) concluíram que a turbidez, a temperatura, o pH e o oxigênio dissolvido são os parâmetros mais simples e mais indicados para a detecção dos efeitos das mudanças de uso da terra na qualidade da água fluvial.

Outros estudos relatam a grande importância da manutenção dessa vegetação ripária em quaisquer situações de práticas agrícolas adotadas, pois a mata ciliar pode determinar a magnitude da vazão dos riachos, ribeirões ou igarapés em pequenas bacias, alimentando o fluxo hídrico das bacias maiores (WICKEL, 2004). Em relação ao papel das florestas ripárias como filtros de nutrientes que entram nos riachos ou igarapés, constatou-se a existência da função 'tampão' das matas ciliares avaliando-se a composição química da água subterrânea da área ripária com pastagens e florestas.

Estudos conduzidos em Rondônia também apontam como a substituição de florestas ripárias por pastagens afetam o funcionamento dos igarapés, alterando as concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P) e oxigênio (O) dissolvido nas suas águas e, devido à razão N:P ser também alterada, a biota aquática é impactada (NEILL *et al.*, 2001). Ballester *et al.* (2003) identificaram nas águas fluviais aumento nas concentrações de sódio, potássio, cloreto, e fósforo, além de aumento da condutividade elétrica da água em decorrência do desmatamento e implantação de pastagens.

Pesquisa realizada por Zocolo (2010) buscou investigar as concentrações de isoflavonas em águas superficiais e subsuperficiais em uma grande plantação de soja no Mato Grosso do Sul. Também chamadas de fitoestrógenos, as isoflavonas são compostos naturais estrogênicos encontrados em plantas, principalmente na soja. Esses compostos têm estruturas semelhantes aos hormônios estrogênicos produzidos por mamíferos, sendo classificados como alteradores endócrinos (AE).

Estudos dessas substâncias apontam efeitos de alteração tais como *intersex* em peixes. Existe, portanto, crescente interesse relacionado principalmente às isoflavonas de maior potencial estrogênico presentes em altas concentrações na soja: genisteína, daidzeína, daidzina, genistina, formonoetina e biochanina-A, além do produto de degradação, o equol, obtido desses metabólicos.

O impacto ambiental dessas substâncias no ambiente aquático tem sido significativamente menos investigado havendo poucos estudos em áreas rurais. A pós-colheita da soja produz grande quantidade de palha, fonte de isoflavonas para o solo. Processos de lixiviação podem causar o escoamento superficial de isoflavonas até os rios, devido à hidrossolubilidade desses compostos.

A pesquisa revelou que os fitoestrógenos estavam presentes no rio e no afloramento do lençol freático, em concentrações que variaram de 12 a 1957 ng L⁻¹, valores considerados altos para uma região rural, sendo que as maiores concentrações foram obtidas para o equol e genisteína para amostras coletadas em meses chuvosos na região de estudo.

As concentrações encontradas foram similares às aquelas já verificadas em grandes metrópoles como Osaka, no Japão, para a água do rio, sendo que lá a fonte são os efluentes domésticos. Um dado de grande relevância reside no fato de que as maiores concentrações de isoflavonas foram detectadas em áreas de baixo adensamento de matas ciliares, o que certamente contribuiu para o carregamento dessas substâncias para o rio.

Estudos liderados pela Embrapa Pantanal na bacia do rio Taquari, localizada nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul constataram que, em decorrência da remoção da mata ciliar associada à pecuária mal manejada, sem adoção de práticas conservacionistas de solo, houve elevadas taxas nos processos erosivos nos solos e de assoreamento de rios. O rio Taquari é um dos principais formadores do Pantanal.

Na bacia do Alto Taquari, o maior impacto quanto ao uso da terra vem das pressões resultantes da pecuária, seguido pela agricultura, uma vez que, com a expansão dessas atividades sobre as áreas de Cerrado, de floresta e de transição, as fontes de erosão são potencializadas, levando à degradação dos recursos hídricos e solos. Esse processo ocasiona expressiva perda de água e aumento na taxa de assoreamento do rio Taquari, provocando novos meandros e aumento de inundação no seu baixo curso.

Adicionalmente, em decorrência da erosão ocasionada pelo desmatamento, registrou-se o incremento

de até 70% na entrada de sólidos suspensos e nutrientes na parte alta do rio Taquari na época chuvosa, provocando impactos sobre as comunidades periféricas e sobre a cadeia trófica nos sistemas aquáticos com consequências diretas sobre os pequenos peixes e microcrustáceos. Tal fato refletiu-se nos estudos de biologia e ecologia de peixes na mesma bacia. As pesquisas constataram alterações na reprodução e alimentação desses animais com prejuízo para a pesca, atividade que já foi importante na economia da região.

O aumento das inundações em decorrência do uso da terra está impactando também a mata ciliar nas partes mais baixas da bacia, afetando a socioeconomia regional com a migração para as cidades, o isolamento das comunidades humanas e o comprometimento da comercialização dos produtos locais. Entre as recomendações da Embrapa Pantanal e seus parceiros para a mitigação dos impactos ambientais e socioeconômicos na bacia do rio Taquari está a recomposição das matas ciliares (GALDINO e VIEIRA, 2005).

No bioma Cerrado, as bacias hidrográficas são formadas por poucos rios de grande porte e dezenas de córregos estreitos, ao longo dos quais, em função da topografia e da altura do lençol freático, as matas ciliares – ali denominadas matas de galeria – podem ocorrer em diferentes tipos de solos, apresentar variações nas comunidades florísticas e, conseqüentemente, padrões diferentes de ciclagem de nutrientes.

Estudos conduzidos nessas paisagens indicaram que as concentrações de nutrientes na água fluvial são muito baixas porque a mata de galeria atua como uma barreira contra a saída de nutrientes do sistema, contribuindo para a manutenção da qualidade de água nos cursos d'água. A retirada dessas matas comprometeria a proteção da biodiversidade, do volume e qualidade de água necessários para o bem-estar social na região.

Um exemplo da proteção das matas ciliares para os rios na Mata Atlântica pode ser demonstrado pelo trabalho desenvolvido por Moraes *et al.* (2002). No estudo, os autores constataram que, na bacia do rio Jundiá-Mirim, a concentração de nitrogênio amoniacal e do fósforo total estava acima do limite estabelecido pela legislação ambiental do estado de São Paulo. Esses níveis elevados de fosfatos estão relacionados diretamente à contaminação proveniente de fertilizantes, carregados durante o processo erosivo de áreas agrícolas próximas às margens dos rios e desprovidas de mata ciliar.

Um dos atuais desafios da pesquisa é identificar as condições que possam subsidiar as tomadas de decisão quanto às dimensões das larguras marginais adequadas para que essas áreas possam cumprir os serviços ecossistêmicos esperados. Para isso, reconhecem-se algumas características-chaves a serem consideradas nesse processo, entre elas a profundidade do lençol freático, a textura e espessura dos solos e as declividades das encostas adjacentes aos cursos d'água, além da suficiência de vegetação para que sejam garantidos o fluxo gênico de espécies e a conservação da biodiversidade.

Em função das diversidades climáticas, geológicas, pedológicas e biológicas do território brasileiro, é necessário um esforço consistente para levantar as informações necessárias para possíveis tratamentos diferenciados e fundamentados no que diz respeito às larguras das faixas marginais de APPs.

1.4.1.2. Outros serviços ecossistêmicos associados às Áreas de Preservação Permanente (APPs) e à Reserva Legal (RL)

1.4.1.2.1. Estoque de carbono na vegetação

Tratando-se de agricultura sustentável, uma das principais oportunidades que o Brasil tem pela frente é a possibilidade de transformar parte dos recursos naturais que existem na propriedade em renda para o agricultor. O principal deles seria a manutenção do estoque de carbono nas áreas nativas que, mantidas como Reservas Legais, podem trazer remuneração adicional ao agricultor.

Os valores apresentados na Tabela 8 são referentes aos estoques de carbono em vários biomas brasileiros. De modo geral, são considerados de 120 t C/ha na Amazônia e 38 t C/ha no bioma Cerrado. Este carbono tem valor no mercado mundial. Para os países do Anexo 1¹, as modelagens utilizadas indicam ser possível atingir um custo de US\$ 10 a 60 para cada tonelada reduzida de emissão de CO₂. No caso da América Latina, para CEPAL – que tem uma postura mais conservadora –, o valor da tonelada estaria em torno de US\$ 10 a US\$ 20 para projetos associados a sumidouros de carbono em atividades do setor florestal. A expansão do desmatamento tanto no bioma amazônico quanto no Cerrado estaria reduzindo a capacidade de diversificação de renda do agronegócio pelos serviços ambientais.

A não obrigatoriedade da recuperação de reservas legais de áreas em até quatro módulos fiscais – que são de tamanhos diferentes por município – pode também diminuir a oportunidade de outras fontes de renda para os agricultores. Por exemplo: considerando-se que parte das áreas de Reserva Legal na região amazônica deixaria de ser recomposta por florestas secundárias, a perda seria, em média, de 57 t C/ha; por florestas de várzeas, o valor aumentaria para 94 t C/ha; com sistemas agroflorestais, 87 t C/ha.

Estes fatos se contrapõem com a recente política do governo de incentivar a agricultura de baixa emissão de carbono, uma vez que a não recomposição de reservas somente manteria as emissões (GOUVELLO *et al.*, 2010).

Dados do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006) estimam que o Brasil possua hoje pelo menos 60 milhões de hectares de pastagens com baixa taxa de lotação de bovinos (menor que 0,4 unidades animal/ha). Essas áreas podem ter sua eficiência aumentada ou, se utilizadas em consórcio com grãos, poderiam

1 Mercado de Carbono <http://www.cebds.org.br/cebds/pub-docs/pub-mc-carbono.pdf> consultado em 13/03/2011

gerar um excedente de mais 2,4 milhões de cabeças de bovinos e um adicional de cerca de 120 milhões de toneladas de grãos.

Reduzir APP ou RL para aumentar a área plantada não seria a prioridade para aumentar a produção agrícola. Ao contrário, é necessário reforçar as políticas públicas voltadas à intensificação do uso das terras já utilizadas através da adoção de tecnologias adequadas, tais como integração lavoura – pecuária, recuperação de pastos e adoção de plantio direto de qualidade, todas elas com alta capacidade de reduzir as emissões de CO₂ e aumentar o estoque de carbono.

Tabela 8. Biomassa epígea seca e estoque de carbono em diferentes tipologias vegetais nas regiões Norte e Sul.

Tipo	EBE (Mg.ha ⁻¹)	EC* (Mg.ha ⁻¹)	Amostragem (cm)	Fonte	Local
FS	56	25	DAP ≥ 5	Lima <i>et al.</i> (2007)	Manaus, AM
FS	125	56	DAP ≥ 2,5	Batistella (2001)	Machadinho d'Oeste, RO
FS	199	90	DAP ≥ 5	Pereira (2001)	Paragominas, PA
MD	127	57			
FV	213	96	DAP ≥ 10	Stadtler (2007)	Barcelos, AM
FV	108	49	DAP ≥ 10	Keller <i>et al.</i> (2004)	Paragominas, PA
FV	307	138	DAP ≥ 5	Tsuchiya e Hiraoka (1999)	Abaetetuba, PA
MD	209	94			
FTF	466	210	DAP ≥ 1	Silva (2007)	Manaus, AM
FTF	269	121	DAP ≥ 2,5	Batistella (2001)	Machadinho d'Oeste, RO
FTF	289	130	DAP ≥ 5	Tsuchiya e Hiraoka (1999)	Abaetetuba, PA
MD	341	154			
SAF	153	69	DAP ≥ 2,5	Bolfe <i>et al.</i> (2009)	Tomé-Açu, PA
SAF	298	134	DAP ≥ 5	Santos <i>et al.</i> (2004)	Cametá, PA
SAF	126	57	DAP ≥ 5	Montagnini e Nair (2004)	Amazônia
MD	192	87			
FOM	195	88	DAP ≥ 10	Socher <i>et al.</i> (2008)	Araucária, PR
FOM	210	95	DAP ≥ 10	Vogel (2006)	Itaara, RS
FOM	210	95	DAP ≥ 10	Caldeira (2003)	General Carneiro, PR
MD	205	92			
CAM	1	---	---	Fonseca <i>et al.</i> (2007)	Bagé, RS
CAM	3	---	---	Heringer e Jacques (2002)	André da Rocha, RS
CAM	1	---	---	Santos <i>et al.</i> (2008)	Eldorado do Sul, RS

Obs.: (EBE) biomassa epígea; (EC*) valores de estoque de carbono estimados em 45% da biomassa epígea; (SAF) Sistemas agroflorestais; (FS) Florestas secundárias; (FV) Florestas de várzeas; (FTF) Florestas de terra firme; (FOM) Floresta ombrófila mista e (CAM) Campos sulinos.

1.4.1.2.2. Polinização

Ao lado das APPs, as RLs também ofertam importantes serviços ecossistêmicos que garantem a sustentabilidade da produção agrícola. Entre os mais importantes estão aqueles que proporcionam a manutenção da fauna encarregada da polinização de culturas e do controle natural de pragas agrícolas, em especial os insetos. Entre todos os serviços ambientais prestados pelas APPs e RLs, estes certamente são os mais tangíveis e os mais importantes relacionados ao sucesso da produção e da produtividade agrícola de várias culturas. **Os serviços prestados pelos polinizadores são altamente dependentes da conservação da vegetação nativa, onde encontram abrigo e alimento.**

Por outro lado, a vegetação nativa depende dos serviços dessa mesma polinização para se viabilizar ao longo do tempo por meio da manutenção da sua diversidade florística, uma vez que a maioria dessas espécies requer polinizadores específicos para conseguir se perpetuar nessa vegetação nativa.

Em relevante revisão sobre a importância de polinizadores de culturas, Klein *et al.* (2007) concluíram, com base na avaliação de 107 culturas expressivas em termos de volumes de produção e voltadas para a alimentação humana (frutas, vegetais e grãos) que 91 delas dependem em algum grau da polinização biótica (Figura 4). Quando consideradas as culturas que contribuem com os maiores volumes de produção, 35% delas dependem diretamente da ação desses polinizadores.

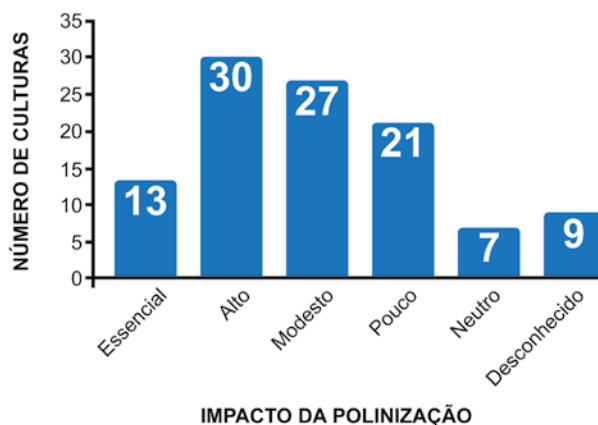


Figura 4. Níveis de dependência de polinização biótica com base nas potenciais quedas de produção na ausência de polinização em 107 culturas de importância agrícola mundial. **Essencial:** até 90% de redução; **Alto:** 40 a 90%; **Modesto:** 10 a 40%; **Pouco:** até 10%; **Neutro:** sem interferência da polinização biótica na produção; **Desconhecido:** sem informações disponíveis. Adaptado de Klein *et al.* (2007).

No caso brasileiro, os impactos da polinização sobre as culturas ainda são pouco estudados. Grande parte dos dados disponíveis se concentra em número reduzido de culturas, mas de grande relevância para a agricultura nacional, entre elas: melão, café, maracujá, pêssego, laranja, soja, algodão e caju. Segundo dados do IBGE (IBGE, 2008), essas oito culturas rendem R\$ 59,8 bilhões anuais, cobrem área de 26.242.361 hectares e rendem ao Brasil em exportações, incluindo produtos processados, U\$ 25,9 bilhões (Tabela 9).

Tabela 9. Área plantada, produção, valor da produção e de exportação de algumas culturas brasileiras, em 2008.

Cultura	Área plantada (ha)*	Produção (t)*	Valores da Produção * (R\$ x 1000)	Valores Exportação** (U\$ FOB)
Soja (grão)	21.252.721	59.833.105	39.077.161	18.021.957.851 (b)
Café (grão)	2.250.491	2.796.927	10.468.475	4.763.068.651 (d)
Laranja	837.031	18.538.084	5.100.062	2.087.191.169 (a)
Algodão em caroço (arbóreo e herbáceo)	1.067.444	3.983.361	3.927.671	696.058.104 (c)
Maracujá	49.112	684.376	483.588	–
Pêssego	21.326	239.149	263.742	–
Melão	15.788	340.464	257.515	152.132.031
Caju (castanha)	748.448	243.253	213.299	196.074.102

* Produção Agrícola – (a): Frutos frescos e secos, sucos, Municipal 2008/Sistema IBGE de Recuperação Automática (IBGE, 2008). ** Ministério do Desenvolvimento Indústria e Comércio Exterior/Secretaria de Comércio Exterior/AliceWeb, (BRASIL, 2008) – (a): Óleos essenciais; (b) Grãos, óleos, farinhas e *pellets*, bagaços e outros resíduos sólidos e proteínas da soja; (c) Debulhado ou não, não cardado nem penteado; outros tipos de algodão não cardado nem penteado; (d) Em grão, solúvel, extratos, essências e concentrados, cascas pelúcidas e sucedâneos do café.

Exemplos da importância desses polinizadores sobre culturas agrícolas no Brasil estão disponíveis para a soja (CHIARI *et al.*, 2005); melão (SOUSA *et al.*, 2009); café (AMARAL, 1972; MALERBO-SOUZA *et al.*, 2003c), laranja (MALERBO-SOUZA *et al.*, 2003c), maracujá (FREITAS e OLIVEIRA FILHO, 2003), algodão (SANCHEZ JÚNIOR e MALERBO-SOUZA, 2004) e pêssego (MOTA e NOGUEIRA-COUTO, 2002).

Essas pesquisas demonstram que mesmo em culturas consideradas autogâmicas a polinização cruzada, com pólen de outras plantas e mediada por polinizadores, pode trazer substanciais aumentos na produção. Além disso, a ação de polinizadores pode aumentar a eficácia do processo de polinização (transporte do pólen da antera – estrutura masculina da flor - até o estigma – estrutura feminina da flor), mesmo em culturas com flores que possuam mecanismos que favoreçam a autofecundação. Os exemplos abaixo ilustram essas contribuições.

Soja

Chiari *et al.* (2005) avaliaram a influência da polinização na produção e qualidade das sementes de soja (*Glycine max* (L.) Merr.) (BRS133) na região de Maringá (PR). **A pesquisa concluiu que a produção de grãos foi 50,64% superior nas áreas experimentais controladas onde as plantas estavam expostas à polinização, quando comparadas com as áreas isoladas do contato de qualquer inseto.** Os resultados encontrados foram similares aos obtidos por Moreti *et al.* (1998), que obtiveram aumentos de 58,58% no número de vagens e de 82,31% no número de sementes.

Melão

As plantas de melão (*Cucumis melo* L.) apresentam flores masculinas e femininas dispostas separadamente. Cada uma delas permanece aberta apenas por um dia e a polinização é realizada por insetos, em especial por abelhas (*Apis mellifera* L.). Devido ao limitado período de tempo de abertura das flores, o sucesso da polinização é crítico para a produção e produtividade da cultura (DUARTE, 2001). Pesquisa realizada por Sousa *et al.* (2009) na região de Acaraú (CE) demonstrou a importância da polinização realizada por insetos (entomófila) na quantidade e qualidade dos frutos na cultura do melão.

Os resultados indicaram que a polinização manual foi a mais efetiva em termos de flores fecundadas, ou de vingamento inicial (98,3%), seguidas da polinização aberta com abelhas (75,7%) e da polinização livre (39,3%). O tratamento com polinização restrita (com o isolamento das flores de agentes polinizadores bióticos) não apresentou qualquer flor fecundada.

Café

Malerbo-Souza *et al.* (2003a) analisaram o efeito da presença de polinizadores em uma cultura de café (*Coffea arabica* L., var. Mundo Novo) em Jaboticabal (SP). Entre as variáveis estudadas, houve o acompanhamento da produção de frutos em tratamentos com plantas artificialmente cobertas para evitar o acesso de qualquer inseto e também em tratamentos descobertos. A pesquisa concluiu que os tratamentos descobertos, nos quais as flores das plantas foram visitadas por insetos, apresentaram maior produção de frutos. Esse aumento foi de **38,79%** no primeiro ano do experimento e **168,38%** no segundo, quando as plantas estavam mais desenvolvidas. Os resultados obtidos por Malerbo-Souza *et al.* (2003c) confirmaram a tendência já registrada por Amaral (1972), que havia verificado aumento na produção de grãos de café cereja de 72% em plantas polinizadas por insetos.

Laranja

Malerbo-Souza *et al.* (2003b) realizaram estudos em área de cultivo de laranja (*Citrus sinensis* L. Osbeck, var. Pera-Rio) em Jaboticabal (SP) para investigar, entre outros aspectos de sua biologia reprodutiva, os insetos visitantes, bem como os seus efeitos na quantidade e qualidade da produção de frutos. Os resultados demonstraram que a percentagem de fecundação das flores de laranja foi 57,4% superior naquelas expostas à polinização por insetos. **Nesse caso, a produção de frutos foi 35,3% superior quando comparada com o tratamento onde a polinização foi impedida.** O estudo também concluiu que a polinização por insetos proporcionou a obtenção de frutos mais pesados, mais doces e com maior número médio de sementes por gomo.

Maracujá

O Brasil é o maior produtor mundial de maracujá-amarelo (*Passiflora edulis*). Contudo, a produtividade da cultura de 13,9 t/ha, como observado em 2008 (Tabela 9), é considerada baixa. De acordo com Ruggiero (2000), a produtividade potencial da cultura no país é de 40 a 45t/ha. A baixa produtividade é atribuída à carência de polinizadores naturais da cultura, o principal deles a abelha mamangava (*Xylocopa* spp). Um dos fatores que são reconhecidos como responsáveis pela redução da ocorrência natural da mamangava é a redução da vegetação nativa nas proximidades dos plantios e o uso abusivo de pesticidas nas lavouras. Para contornar a baixa ocorrência do polinizador no ambiente natural, os produtores têm recorrido às técnicas de polinização manual, elevando os custos de produção.

Uma avaliação dos requisitos de polinização do maracujá realizada por Freitas e Oliveira Filho (2003) em São Luís do Curú (CE) demonstrou que a cultura do maracujá é inteiramente dependente da polinização biótica, não havendo vingamento de frutos em flores isoladas de polinizadores. **Nas flores com**

polinização livre (sem barreiras para o acesso de insetos em geral), foi observado um vingamento de frutos na ordem de 25%. Em tratamento controlado, no qual as flores foram visitadas apenas uma vez por uma abelha mamangava, o vingamento de frutos foi de 68,3%.

Caju

O cajueiro (*Anacardium occidentale*) possui ampla distribuição no Brasil. A contribuição da polinização biótica na produção do caju foi investigada por Freitas e Paxton (1998) na região de Beberibe (CE). **A pesquisa concluiu que nos tratamentos onde as flores do cajueiro ficaram expostas à polinização aberta, a produção foi 88% superior, quando comparada com os tratamentos com flores isoladas de polinizadores.**

Algodão

Ao lado da soja, a cultura do algodão (*Gossypium hirsutum* L.) é uma das mais importantes para o Brasil. A importância econômica da cultura vai além do fornecimento de fibra utilizada na indústria têxtil, uma vez que suas sementes são também utilizadas na produção de óleo comestível e o farelo na fabricação de ração animal. O algodoeiro é geralmente considerado uma cultura de autofecundação, existindo, porém, percentual variável de polinização cruzada, dependendo das populações de insetos polinizadores na área de cultivo (CARVALHO, 1999; PEDROSA, 2005). Sanchez Júnior e Malerbo-Souza (2004) realizaram pesquisa em Ribeirão Preto (SP) para avaliar a presença e o efeito de agentes polinizadores na cultura do algodão.

As flores nos tratamentos abertos à polinização obtiveram 92% de frutificação contra 88% nos tratamentos cobertos (livres de insetos). **Por outro lado, o número médio de sementes por maçã (fruto do algodão quando verde) no tratamento aberto à polinização foi 42,6% superior ao tratamento isolado de polinizadores.**

Pêssego

Mota e Nogueira-Couto (2002) realizaram experimento em Jaboticabal (SP) para verificar, entre outros fatores, a atuação de insetos na produção e qualidade de frutos de pêssego (*Prunus persica* L.). O experimento avaliou tratamentos em ramos protegidos para evitar o acesso de insetos, e também tratamento com ramos expostos. Os resultados da pesquisa apontaram que **houve aumento de 14% no número de frutos produzidos nos tratamentos em que as flores do pessegueiro estavam expostas à polinização.**

Síntese

Em todos os casos acima, embora seja admitido que os percentuais de ganho na produção possam mudar de acordo com as variedades das culturas e também das regiões de produção consideradas, os benefícios da polinização são expressivos, em particular se confrontados com os valores da produção e da exportação obtidos pelo Brasil em 2008 (Tabela 9).

Embora restritos e ainda limitados a poucas culturas, os exemplos fornecem bons indicativos da importância do serviço ecossistêmico de polinização para a agricultura brasileira. Os resultados também alertam para os riscos de declínio das populações desses polinizadores a partir de alterações na área e na distribuição da vegetação que compõem os diversos biomas. As informações sinalizam claramente que quaisquer danos às populações de polinizadores podem representar elevados prejuízos à produção agrícola nacional.

O reconhecimento das estreitas relações entre a composição da flora e da fauna e também do fato de que a diversidade biológica possui distribuição espacial muito heterogênea trazem consigo um alerta sobre os riscos potenciais de reduções do conjunto da vegetação nativa presente nas APPs e RLs.

Em termos globais, o momento é de grande valorização do capital natural. Cresce cada vez mais a importância da responsabilidade do uso adequado dos recursos naturais bióticos e abióticos (ARONSON *et al.* 2007, 2010; LAMB *et al.* 2005; TEEB, 2010).

Os diferentes biomas nacionais ainda são responsáveis pela megadiversidade existente no país (MITTERMEIER *et al.*, 2005). O Brasil, como país signatário da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), assumiu perante a comunidade internacional a implementação da Estratégia Global para a Conservação de Plantas (GSPC). Entre as 16 metas estabelecidas pela GSPC, a primeira é a elaboração de uma “lista funcional amplamente acessível das espécies conhecidas de plantas de cada país, como um passo para a elaboração de uma lista completa da flora mundial”. Assim, nos biomas Amazônia, Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa ocorrem quase 41.000 espécies de plantas (<http://florado-brasil.jbrj.gov.br/2010/>), registradas nas listas oficiais.

No Cerrado, por exemplo, estão descritas mais de 12.000 espécies (MENDONÇA *et al.* 1998) distribuídas em ambientes florestais, savânicos e campestres. Diversas espécies vêm sendo utilizadas com expressivo retorno econômico, mostrando boas perspectivas de sucesso em uso extrativo ou em sistemas agroflorestais. Entre as fruteiras identificadas estão o baru (*Dipteryx alata* Vog.), o araticum (*Annona crassiflora* Mart.), a mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes), o pequi (*Caryocar brasiliense* Camb) e a cagaita (*Eugenia dysenterica* Mart. ex. D.C.), que têm sido comercializadas regionalmente com razoável sucesso.

Outras espécies de potencial econômico da fisionomia Cerrado (sentido restrito) são amplamente distribuídas no bioma (RATTER *et al.* 2003) com enorme potencial de uso sustentável, através de ações de restauração. Exemplos destacados são a sucupira preta (*Bowdichia virgilioides*), a faveira (*Dimorphandra mollis*), o pacari (*Lafoesia pacari*), o pequi (*Caryocar brasiliense*), a mama-cadela (*Brosimum gaudichaudii*), a pimenta de macaco (*Xylopia aromática*), o gonçalo-alves (*Astronium fraxinifolium*), a mangaba (*Hancornia speciosa*) e o murici (*Byrsonima verbascifolia*).

Além disso, a criação de animais silvestres, a domesticação de algumas espécies nativas, o extrativismo sustentável e o manejo do Cerrado em pé são formas de diversificar as atividades nas propriedades rurais e de alcançar formas sustentáveis de uso dos recursos naturais (RIBEIRO *et al.*, 2003).

O mesmo potencial econômico também tem sido explorado para as outras fitofisionomias brasileiras, como a Mata Atlântica, em ações de restauração (RODRIGUES *et al.*, 2009). Entretanto, **para se alcançar o uso sustentável das diferentes espécies e paisagens dos biomas nacionais é necessário melhorar o ordenamento e a gestão do território, valorizar e manejar apropriadamente esses recursos e recuperar áreas alteradas e degradadas, ou seja, organizar, integrar e efetivar essas ações dentro do conceito de paisagens produtivas sustentáveis.**

1.4.1.3. Serviços ao Clima

Há crescentes evidências de que o clima planetário é finamente regulado pela biosfera, ou seja, pelo funcionamento integrado e homeostático dos ecossistemas naturais (FOLEY *et al.*, 2003; GORSHKOV *et al.*, 2000; KLEIDON, 2004). Na bacia amazônica, vários trabalhos revelam mecanismos reguladores do clima mediados pela floresta, como por exemplo, na promoção de chuvas através de sementes biogênicas de nuvens (PöSCHL *et al.*, 2010) ou no bombeamento ativo de umidade atmosférica para dentro da América do Sul a partir do Atlântico equatorial (MAKARIEVA e GORSHKOV, 2007).

Marengo *et al.* (2004) descreveram rios atmosféricos de vapor (jatos de baixos níveis) que ligam a capacidade hidrológica da floresta amazônica às chuvas que irrigam regiões produtivas na América do Sul. No contraponto destes efeitos benignos, o desmatamento continuado tem sido associado a alterações preocupantes no regime de chuvas (MALHI *et al.*, 2008; SAMPAIO *et al.*, 2007).

Diversos trabalhos com simulações climáticas encontraram limiares na redução das chuvas que, se ultrapassados, podem inviabilizar a continuidade da floresta amazônica como tal (NOBRE *et al.*, 2009; NOBRE e BORMA, 2009). Provavelmente, já como testemunho desses efeitos projetados, estudo recente (LEWIS *et al.*, 2011) demonstra que as secas na Amazônia estão atingindo intensidade recorde e parecem estar aumentando em frequência.

Na interação com o clima, as atividades do setor agrícola possuem mais passivos do que capacidades de regulação demonstradas (DeFRIES *et al.*, 2004; FOLEY *et al.*, 2005). Na maioria dos casos, os agrossistemas não substituem os ecossistemas naturais em suas funções de suporte ao clima, devido, entre outros, à manipulação genética (que remove capacidades e ajustes evolutivos naturais); ao pequeno número de espécies vegetais empregadas (que reduz a complexidade e complementaridade funcional); ao enraizamento efêmero e pouco profundo nas culturas de ciclo curto e pastagens (que dificulta uma regulação hidrológica efetiva); à intervenção mecânica nos solos com a aplicação de fertilizantes e agroquímicos (que altera os ciclos biogeoquímicos) e à remoção dos produtos e utilização de fogo (que perturba os estoques reguladores de compostos orgânicos).

Plantações e criações tendem a ser sistemas biologicamente e ecologicamente frágeis, cujo sucesso localizado é muitas vezes alcançado graças a manipulações tecnológicas e intervenções culturais. Mesmo assim são sistemas que, para existirem, produzirem e darem lucro dependem antes e fundamentalmente dos insumos naturais providos pelo funcionamento regulado e benigno do sistema climático.

Apesar de não substituírem os sistemas naturais, os sistemas agrícolas podem ser consideravelmente aperfeiçoados para contribuir na mitigação das mudanças climáticas, através de boas práticas que levem em consideração a emissão de gases e outros efeitos na interação com o clima (FOLEY *et al.*, 2005).

A extensão e a integridade dos ecossistemas naturais próximos e distantes têm papel relevante no funcionamento produtivo da agricultura e estão no imediato interesse de todas as atividades econômicas nas regiões beneficiadas. Diante disso, é importante que o produtor rural, independentemente do tamanho de sua propriedade, conheça a importância do seu papel na manutenção do sistema de suporte climático e na integridade ambiental.

Com o leque demonstrado de serviços ambientais ao clima, torna-se cada vez mais justificável a valorização econômica dos ecossistemas naturais dentro da propriedade privada e seu reconhecimento como elemento produtivo da paisagem.

Na Geórgia (USA), um estado do tamanho do Acre, uma colaboração entre empresas florestais, do agro-negócio e organizações ambientalistas concluiu recentemente estudo que estimou em US\$ 37 bilhões anuais o valor dos serviços ambientais ao clima e ao ambiente exportados por APPs de florestas em terras privadas (MOORE *et al.*, 2011). Quanto não valerão os serviços ambientais das áreas naturais em terras privadas no Brasil?

Estudo paleontológico (HECKENBERGER *et al.*, 2008) revelou que sociedades pré-colombianas que habitaram a região do rio Xingu na Amazônia atingiram elevado grau de urbanismo, com acentuada manipulação do ambiente que incluía agricultura, estradas e barragens, sem, contudo gerar grandes des-

matamentos. A mesma região no Mato Grosso hoje demonstra que a destruição de APPs e RLs em propriedades rurais teve péssimas consequências. Por outro lado, também existem naquele estado projetos que unem agricultores e ambientalistas e que estão recuperando parte do passivo ambiental de APPs e RLs nas cabeceiras do rio Xingu, com a utilização de tecnologia agrícola de ponta, investimentos modestos e acessíveis e com boas perspectivas de retorno financeiro pela agregação de serviços ambientais ao mix de produtos daquelas propriedades (*Globo Rural vídeo, Técnica da muvuca acelera reflorestamento nas nascentes do rio Xingu*). Tais exemplos mostram ações concretas para conter e amenizar as mudanças ambientais, através de caminho viável e lucrativo.

1.4.1.4. Impactos físicos potenciais da eliminação das APPs de topo de morro e de encostas

Assim como para outras APPs e RLs, as APPs de topo de morro e de encostas compõem áreas de proteção para a vegetação natural dentro das propriedades com todos os serviços ambientais e benefícios elencados anteriormente. Adicionem-se duas características ímpares quanto ao particionamento dos fluxos de água: a presença de vegetação protetora nessas circunstâncias aumenta a estruturação do solo e, com isso, a permeabilidade, o que resulta em maior amortecimento do aporte e na infiltração da água. Isso leva a uma recarga lenta de aquíferos.

Com maior infiltração vertical no topo do morro, menor quantidade de água escoará pela superfície ao longo das encostas de jusante, aumentando sua estabilidade. Tanto um efeito quanto o outro são importantes para a integridade geológica das encostas. Os deslizamentos do vale do rio Itajaí em 2008 e na zona serrana do Rio de Janeiro em 2011 têm ligação importante, mas não exclusiva, com o estado de conservação da vegetação natural nos topos de morros, nas encostas e mesmo nos sopés. A especificidade da fragilidade destas áreas ao excesso de água resulta da combinação de muitos e heterogêneos fatores, como aqueles ligados à geologia, à geomorfologia e aos solos, nem todos previstos ou logicamente enquadrados pela legislação florestal.

A aplicação do Código Florestal envolve a incorporação de algumas definições passíveis de questionamentos pela pouca clareza de seus respectivos significados e/ou pela própria dificuldade de sua aplicação nas condições de campo. O termo ‘topo’, por exemplo, refere-se a uma porção do relevo que se situaria a 2/3 de sua distância mínima em relação ao sopé da encosta. Vale destacar que, além da dificuldade de se definir a posição do sopé de uma encosta (variável segundo a escala de representação topográfica da área de interesse ou mesmo em campo), deve-se considerar que o limite superior de 2/3 a montante do sopé da encosta pode estar a uma distância variável da zona de cumeada no caso das vertentes de interflúvios assimétricos, por exemplo. Apesar de elaboradas análises topológicas existirem para dar suporte matemático

aos descritivos de topo de morro (por exemplo CORTIZO, 2007), permanece a dificuldade semântica da lei e de suas regulamentações.

A falta de clareza, assim como a ambiguidade das interpretações dos termos norteadores da legislação tendem a torná-la vulnerável em sua interpretação e aplicação, negligenciando sua importância crucial como guia norteador do planejamento e da gestão territorial. Porém, apesar de sua fragilidade conceitual, não se pode negar a importância de se considerar os potenciais e as limitações do uso da terra em qualquer posição do relevo na superfície terrestre.

Apesar da definição de topo de morro ser matéria de alguma controvérsia, as fragilidades e potencialidades dos solos podem ser acuradamente mapeadas com novos meios técnicos. Isso nos permitiria evoluir do campo genérico da definição geomorfológica pouco acurada e passar para um novo parâmetro quantitativo acurado de descrever potencial de uso versus fragilidades e riscos. A exemplo disso, um novo modelo de terreno que emprega a normalização da paisagem em relação ao sistema de drenagem (NOBRE *et al.*, 2011a) tem demonstrado excelente capacidade na indicação da profundidade do lençol freático, um parâmetro importante na definição da fragilidade relativa do solo (ver Anexo I).

Extensivos testes feitos para variados terrenos no Brasil revelaram grande robustez desse modelo de terreno (HAND), surpreendendo na indicação de terrenos e do lençol freático, pela independência da geologia, da geomorfologia e dos solos. Ou seja, **com tal modelo de terrenos, é possível mapear na paisagem as áreas frágeis que precisariam ser protegidas, utilizando como matéria-prima apenas imagens remotas da topografia.** Trata-se, portanto, de um claro exemplo de abordagem inovadora do ponto de vista científico e tecnológico já disponível e que pode ser empregada a baixo custo, com relativa rapidez, no aperfeiçoamento da legislação ambiental, em particular para a proteção dos terrenos frágeis em condições topográficas difíceis.

1.4.2. Benefícios econômicos associados às Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal no imóvel rural

O uso econômico das Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal na propriedade rural apresenta algumas particularidades estreitamente relacionadas à sua destinação, conforme definidos na legislação ambiental, em especial na Lei 4.771/65 e Medida Provisória 2166-67/2001 e nas Resoluções CONAMA (2002, 2006). As destinações referidas às duas áreas são complementares.

A Reserva Legal destina-se ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção da fauna e flora nativas; as Áreas de Preservação Permanente, por sua vez, possuem a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem,

a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, além de proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Enquanto que nas áreas de Reserva Legal o uso sustentável dos recursos naturais é permitido (com exceção de corte raso) – independentemente das dimensões e características do imóvel rural –, nas Áreas de Preservação Permanente, o uso econômico e sustentável de seus recursos naturais é condicionado e permitido apenas em sistemas agroflorestais na pequena propriedade ou posse rural familiar, nas quais tal uso é considerado de interesse social (CONAMA, 2006).

Adicionalmente, às concessões dadas à pequena propriedade ou posse rural familiar no uso das Áreas de Preservação Permanente, também soma-se outra, referente ao cumprimento da manutenção ou compensação da área de reserva legal na propriedade, onde podem ser computadas para o cálculo as áreas com plantios de árvores frutíferas ornamentais ou industriais compostos por espécies exóticas, cultivadas em sistema intercalar ou em consórcio com espécies nativas (Lei 4.771/65, Art. 16. § 3).

O uso da Reserva Legal, apesar de ter sido muito pouco explorado em termos de pesquisa tem um enorme potencial econômico. Os exemplos com maior volume de dados disponíveis de uso econômico de Reserva Legal referem-se ao uso sustentável da floresta amazônica remanescente, no chamado Manejo Florestal Sustentável de uso múltiplo.

O uso econômico de florestas remanescentes em paisagens intensamente antropizadas ainda é muito controverso, dado o impacto desse manejo na biodiversidade e da importância desses fragmentos na conservação da biodiversidade remanescente (METZGER *et al.*, 2010). No entanto, áreas de baixa aptidão agrícola, mas historicamente ocupadas de modo inadequado por atividade agrícola, podem ser restauradas com florestas nativas de produção com fins madeireiros, medicinais, melíferos, na produção de frutas nativas, ornamentais etc. Certamente essas plantações possibilitam retorno econômico superior ao atual, em função de sua ocupação com atividade agrícola pouco tecnificada, com destaque para a pecuária de baixa capacidade de ocupação (RODRIGUES *et al.*, 2009, SPAROVEK *et al.*, 2010).

1.5. SITUAÇÕES DE RISCO EM ÁREAS URBANAS

No que concerne à APP ao longo e ao redor de corpos d'água e em áreas com declives acentuados, a observação empírica, suportada por estudos científicos (ACKERMAN, 2010; AUGUSTO FILHO, 2001; FARAH, 2003; RODRIGUES e LEITÃO FILHO, 2000; ZUCCO *et al.*, 2011), indica que devem ser estabelecidos parâmetros para áreas urbanas e ocupações humanas de forma específica para evitar desastres naturais e preservar a vida. Como princípio geral, todos os vales de cabeceiras de drenagem deveriam ser alvos de restrições acentuadas de uso e priorizadas como áreas de reservas de biodiversidade, de estocagem de águas e de estabilização das encostas.

Os recentes desastres impulsionados pelas chuvas extremas na região serrana do estado do Rio de Janeiro corroboram esta afirmativa na medida em que, dentre as centenas de escorregamentos mapeados pelo GEOHECO-IGEO/UFRJ no município de Friburgo (COELHO NETTO *et al.*, 2011), mais de 50% ocorreram na porção superior das encostas, incluindo o que seria classificado como topo de morros ou zona de cumeada.

Esses estudos apontam ainda que as cicatrizes de deslizamentos estavam em grande parte associadas com áreas cobertas por vegetação de gramíneas, além de formações arbustivas e florestas degradadas. Frente ao caráter extremo das chuvas detonadoras dos escorregamentos, também as áreas com florestas mais conservadas foram atingidas, um processo natural do metabolismo da paisagem em relevos acidentados. Porém, a escala de ocorrência neste caso demonstra o efeito amplificador da degradação da vegetação natural sobre a frequência de tais eventos.

Estudos anteriores no Maciço da Tijuca (COELHO NETTO *et al.*, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 1996) já indicavam que, entre mais de 100 escorregamentos na vertente montanhosa de Jacarepaguá, apenas 14% ocorreram em áreas sob floresta conservada, enquanto que 43% ocorreram em áreas sob gramíneas e 42% em áreas sob floresta degradada.

Ainda na comparação com aqueles estudos, vale ressaltar que as chuvas de 1996 foram tão intensas quanto as chuvas recentes da região serrana do Rio de Janeiro, embora, no primeiro caso, tenham sido muito localizadas apenas sobre a zona de topos e cumeada, enquanto que os desastres mais recentes espalharam sobre uma área de maior extensão.

Os eventos ora mencionados apontam que, se por um lado as encostas ultrapassaram seus respectivos limites de resistência frente à alta intensidade das chuvas detonadoras, por outro, ficou evidente que a presença e conservação da Floresta Atlântica de Encosta, nas condições de relevo montanhoso, favoreceram

largamente a mitigação dos efeitos desastrosos dos eventos extremos de chuvas. Os estudos mostram, portanto, que a conservação e reabilitação funcional das florestas nestas áreas de topos de morros e zonas de cumeadas devem ser consideradas prioritárias.

1.5.1. Proteção contra inundações e enchentes

Em áreas urbanas, a ocupação de várzeas e planícies de inundação natural dos cursos d'água e das áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais e artificiais tem sido uma das principais causas de desastres naturais, ocasionando mortalidade, morbidade em centenas a milhares de vítimas todos os anos, perdas econômicas de vulto em infraestrutura, residências, edifícios etc. As inundações são grandemente amplificadas em função da impermeabilização das áreas urbanas.

Usualmente, no caso dos desastres naturais, as populações pobres são as mais vulneráveis e atingidas. Isso justifica a manutenção de vegetação natural na maior parte das várzeas na forma de APP em áreas urbanas ou, mais genericamente, áreas destinadas à ocupação humana, para servirem como anteparo natural às inundações e enchentes dos cursos d'água e de lagos e lagoas naturais e artificiais. Funcionariam, assim, como zonas de tamponamento e amortecimento das águas quando extravasam os leitos naturais.

Em função das enormes variações da extensão da planície de inundação para diferentes relevos e regimes hidrológicos, uma faixa fixa em função da largura dos cursos d'água seria menos efetiva. Para áreas urbanas, as APPs ripárias devem cobrir um limite razoável da planície de inundação – definida hidrológica-mente pela inundação com período de recorrência de 100 anos. Deve-se, assim, buscar definir uma área menor, chamada de passagem de inundação, como aquela onde não se deve ocupar.

Essa zona tem um critério técnico de definição que depende das condições hidráulicas e hidrológicas locais. A faixa de passagem pode, por exemplo, representar o limite alcançado por inundação com período de recorrência entre 10 e 20 anos, podendo ser pequena ou larga, dependendo da topografia. Definir tal parâmetro requer conhecimento sobre o regime hidráulico e hidrológico do curso d'água, lago ou lagoa natural ou artificial e a topografia da planície de inundação.

Entretanto, é provável que esse conhecimento exista para cursos d'água atravessando áreas urbanas. Para rios com barragens de prevenção de inundações, onde estas não ocorrem, os parâmetros de APP seriam os mesmos para áreas não urbanas, assim como para os casos em que a topografia faz com que a faixa de passagem de inundação seja menor do que os limites de APP para áreas não urbanas.

1.5.2. Proteção contra deslizamentos e escorregamentos de massa em encostas

Em áreas urbanas para fins de ocupação humana, o limite máximo aceitável para uso de encostas para residências, edificações ou usos similares de assentamento humano deve ser aquele para o qual o risco de deslizamentos ou escorregamento de massa é minimizado. De modo geral, o risco torna-se muito grande para declividades acima de 25 graus em áreas de encosta das cidades brasileiras, embora haja outros parâmetros geológicos que controlem a susceptibilidade a estes tipos de desastres naturais.

Em áreas que necessariamente irão perder a vegetação natural em função da ocupação, declividades acima desse limite representam grande risco de virem a sofrer repetidos processos de deslizamentos de massa em encostas, como tem sido o caso no país, ano após ano, resultado em centenas a milhares de mortes e vítimas.

Dessa maneira, os limites de declividade inseridos para áreas rurais onde as encostas abriguem atividades agrícolas e pecuárias não são válidos para ocupações humanas em áreas urbanas. Seguindo a mesma lógica, áreas de topo de morro muito próximas a aclives acentuados devem permanecer com vegetação natural em função do risco de deslizamentos ou escorregamentos de massa.

2. CONTRIBUIÇÕES PARA O APERFEIÇOAMENTO DA LEGISLAÇÃO: ESTUDOS DE CASO

Com base no conhecimento científico considerado neste estudo, como exercício metodológico preliminar e a título exemplificativo, alguns dispositivos do Código Florestal vigente e do substitutivo proposto foram analisados, neste momento sem proposições de novos dispositivos. Os seguintes temas foram eleitos devido à sua relevância em termos de sua abrangência espacial, ambiental e social:

- a) a legislação ambiental em áreas urbanas;
- b) a proposta de alteração da largura da APP para os rios até 10 metros de largura;
- c) a proposta de incorporar as APPs no cômputo da RL;
- d) a compensação da RL fora da propriedade rural (na microbacia ou no bioma).

Sumário

A análise evidenciou que o Código Florestal vigente necessita de aprimoramentos. Grandes avanços podem ser introduzidos no marco legal adotando-se um processo de construção solidária das atividades produtivas da ocupação e uso dos espaços, para a sua adequação à legislação ambiental, inclusive com medidas de estímulos e incentivos.

Esse aprimoramento permitirá a superação de percepções ultrapassadas – como o infundado conflito entre produção agrícola e conservação dos recursos naturais – na construção de novos conceitos colaborativos entre todas as atividades humanas que gerem em sua sinergia paisagens produtivas e sustentáveis. A revisão da lei deve também incorporar a evolução socioeconômica, sempre fundamentada no diálogo, na ciência e na equidade.

2.1. A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS URBANAS

No que se refere às Áreas de Preservação Permanente (APPs) em áreas urbanas, mencionamos o § 3º do Art. 4º do Substitutivo abaixo, seguido de texto similar do Código Florestal vigente.

Substitutivo:

§ 3º No caso de áreas urbanas consolidadas nos termos da Lei nº 11.977, de 7 de julho de 2009, alterações nos limites das Áreas de Preservação Permanentes deverão estar previstas nos planos diretores ou nas leis municipais de uso do solo, respeitados os princípios e limites a que se refere este artigo. (grifo nosso).

Código Florestal Vigente:

Parágrafo único. No caso de áreas urbanas, assim entendidas as compreendidas nos perímetros urbanos definidos por lei municipal, e nas regiões metropolitanas e aglomerações urbanas, em todo o território abrangido, observar-se-á o disposto nos respectivos planos diretores e leis de uso do solo, respeitados os princípios e limites a que se refere este artigo (Incluído pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989). (grifo nosso).

Tanto no Código Florestal vigente como no Substitutivo, a menos que planos diretores e leis municipais estabeleçam parâmetros mais rigorosos para áreas urbanas, valem os mesmos princípios e limites estabelecidos para áreas rurais. A lógica subjacente é que, para áreas urbanas, devem valer os mesmos princípios das demais áreas visando à proteção do solo, dos recursos hídricos e da biodiversidade.

Não se pode ignorar a relevância das atuais restrições de uso e ocupação humana previstas no Código Florestal vigente, especialmente nas encostas das regiões montanhosas, onde os movimentos de massas de solos e fragmentos de rochas tendem a iniciar na porção superior das encostas, tanto no que se possa considerar como topo ou zona de cumeada.

Entretanto, para áreas urbanas e para ocupações humanas de modo geral, o princípio de proteção à vida deve figurar com destaque e em igualdade hierárquica aos demais princípios norteadores consagrados do Código Florestal. A melhor maneira de proteger a vida é evitando a ocupação de áreas de risco para desastres naturais, principalmente aqueles decorrentes de inundações, enchentes em áreas de várzea e de deslizamentos e escorregamentos de massa em encostas.

O Código Florestal deveria, assim, estabelecer princípios e limites mínimos, mas diferenciados para áreas urbanas sem ocupação consolidada, ao passo que os planos diretores de uso do solo municipais tratariam das áreas de risco com ocupação consolidada ou determinariam limites mais rigorosos nos parâmetros de APPs ripárias, em encostas ou topos de morro.

Conclusão

Por meio da criação de APPs em áreas urbanas, seriam estabelecidos novos corredores e áreas verdes ao longo de rios, lagos e lagoas e encostas íngremes verdes, aumentando o normalmente baixíssimo índice de áreas verdes da maioria das cidades brasileiras. Isso traria benefícios adicionais, tais como a diminuição da impermeabilização, erosão e assoreamento, atenuação das temperaturas máximas e umidades do ar mínimas, aumentando o conforto térmico da população e reduzindo a poluição do ar.

2.2. ALTERAÇÃO DO BORDO DE REFERÊNCIA E DA LARGURA DE APPS RIPÁRIAS

O substitutivo altera a largura da APP para rios até 5m de largura, reduzindo de 30m para 15m, mantendo a largura de 30m das APPs para os rios entre 5 e 10m de largura e as demais metragens para rios maiores iguais ao estabelecido no código vigente.

Código Atual

Art. 2º Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

a) – ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água, desde o seu nível mais alto em faixa marginal, cuja largura mínima será (Redação da Lei nº 7.803 de 18.7.1989):

1 - de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989);

Substitutivo

Art. 4.º Considera-se Área de Preservação Permanente, em zonas rurais ou urbanas, pelo só efeito desta Lei:

I – as faixas marginais de qualquer curso d'água natural, desde a borda do leito menor, em largura mínima de:

a) 15 (quinze) metros, para os cursos d'água de menos de 5 (cinco) metros de largura;

b) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água que tenham de 5 (cinco) a 10 (dez) metros de largura;

CONSIDERAÇÕES

Os solos e a vegetação nas zonas de influência de rios e lagos são sistemas de reconhecida importância no condicionamento de fluxos, na regulação de nutrientes minerais e condicionamento da qualidade da água, no abrigo da biodiversidade, com seu provimento de serviços ambientais e na manutenção de canais. Existe consenso científico de que essas faixas precisam ser mantidas o mais próximo possível do seu estado natural.

São também áreas suscetíveis à cobertura por lâmina d'água com deposição de sedimentos nas cheias e erosão com remoção de sedimentos nas vazantes. A contínua presença de água saturando o solo tem muitas implicações físicas, químicas e biológicas. Tais solos, quando cobertos por vegetação densa, favorecem a deposição de camadas de material orgânico ou a exportação de carbono dissolvido que terminará no fundo do mar, ambos importantes sumidouros para o carbono atmosférico sequestrado pela vegetação. Quando desmatados, deixam de sequestrar carbono. Com sua progressiva drenagem, ficam suscetíveis à rápida liberação de grandes volumes de dióxido de carbono na atmosfera.

Os solos da faixa ripária são especialmente suscetíveis à erosão devido às suas características físicas e da elevada energia contida nessa faixa, que se torna ainda mais crítica pela extensa área de captação nas encostas de montante.

Tanto a erosão física de particulados, quanto a erosão química de compostos dissolvidos geram contaminantes que comprometem a qualidade da água, além de promoverem assoreamento de canais e lagos. O fator chave para sua estabilidade e funcionalidade está na vegetação natural atuando na proteção desses ambientes frágeis.

Quando ecossistemas naturais maduros ladeiam os corpos d'água e cobrem os terrenos saturados de umidade associados, o carbono e os sedimentos são fixados, a água em excesso é contida, a energia erosiva de correntezas é dissipada, os fluxos de nutrientes nas águas de percolação passam por filtragem química e processamento microbiológico, o que reduz sua turbidez e aumenta sua pureza.

A importância de florestas ripárias foi evidenciada cientificamente em diferentes biomas brasileiros e para diferentes grupos de organismos. A maior parte dos estudos foi feita na Mata Atlântica, mas existem dados também para Amazônia, Caatinga, Pantanal e Cerrado. Em relação aos grupos taxonômicos, há dados para árvores, anfíbios, aves, grandes mamíferos, pequenos mamíferos e abelhas. Não há dúvidas que, independentemente do bioma ou do grupo taxonômico considerado, toda paisagem deveria manter corredores ripários, em função dos seus benefícios para a conservação das espécies.

Os benefícios dos corredores ripários podem estar relacionados à largura, extensão, continuidade e qualidade dos corredores, à topografia e largura das áreas de influência ripária, entre outros fatores. Mas, sem dúvida, o fator mais importante é a largura desses corredores.

Trabalhos que consideraram a funcionalidade biológica dos corredores em função da largura indicam valores mínimos superiores a 100m. Na Amazônia, larguras de 140 a 400m foram necessárias para haver certa similaridade entre as comunidades de fauna (pequenos mamíferos, anfíbios, aves e mamíferos). Há um grande número de espécies de mamíferos semiaquáticos, como ariranhas e lontras, que dependem

das matas ciliares, além de diversas espécies de aves, borboletas e peixes ameaçados de extinção que vivem exclusivamente nessas áreas.

Em rios amazônicos, os lixiviados de folhas da vegetação adjacente inibem o crescimento microbiano que, em contrapartida, restringem a ocorrência de mosquitos cujas larvas se alimentam dessas bactérias, tendo implicação direta em saúde pública. Muitas outras espécies usam essas faixas como corredores de dispersão pela paisagem, o que as tornam importantes elementos de conexão entre fragmentos remanescentes de matas em regiões alteradas pela atividade ou ocupação humana.

Mudança no bordo de referência proposta no substitutivo

A alocação da faixa de proteção ripária, contando a partir da margem da água mais alta (CF) ou leito menor (substitutivo), usa variáveis níveis da água como base para alocar faixas geograficamente delimitadas (e temporalmente fixas), um problema comum às duas abordagens. A zona compreendida entre a água mais alta e o leito menor contém as várzeas, igapós, mangues e outros ecossistemas inundáveis, constituindo a parte oscilante do corpo d'água.

Cientificamente, as florestas ciliares além da água mais alta não podem ser desacopladas do corpo d'água perene, definido pelo leito menor, porque, entre outras razões, funcionalmente as áreas inundáveis de entremeio apresentam a condição edáfica típica de lençol freático superficial, mesmo nos períodos de vazante.

Vastas regiões são submetidas a inundações periódicas (na Amazônia, um estudo estimou área inundável em 11,9% do total), estando essas áreas protegidas no CF vigente, segundo interpretação predominante, pela sua inclusão implícita na definição do corpo d'água. Com a transposição pelo substitutivo das faixas ciliares da água mais alta para o leito menor, as áreas inundáveis perderiam, na Amazônia, até 60% de sua proteção.

Essa mudança de bordo do substitutivo esconde sério agravante: as faixas ciliares do CF vigente não se superpõem com as faixas marginais inundáveis propostas pelo substitutivo, o que implica na eliminação de grande parte das primeiras como área de proteção. A perda de proteção em 60% das áreas inundáveis e o desaparecimento das APPs ciliares indicam o significativo impacto da alteração proposta.

Redução da faixa ciliar proposta no substitutivo

Os rios de primeira ordem, que chegam até a 5 m de largura, compõem mais de 50% em extensão da rede de drenagem. A proposta do substitutivo de redução da faixa ripária de 30 para 15 m nesses rios resulta numa redução bruta de 31% na área protegida em relação ao código vigente.

Segundo estudo feito no INPE cobrindo mais de 300 mil km² por quatro regiões do Brasil (NOBRE *et al.*, 2011b), na média, 17% dos terrenos em áreas privadas constituem-se de solos hidromórficos, com lençol freático superficial. As faixas ciliares nas áreas ripárias definidas como APPs pelo atual Código Florestal protegem menos de 7% dessas áreas. Restam sem proteção 60% dos frágeis solos hidromórficos.

O conhecimento científico acumulado até o momento aponta que a manutenção de corredores ecológicos (matas ciliares) de 60m de largura (30m de cada lado do rio), conforme a legislação atual, já define uma capacidade muito limitada de manutenção da biodiversidade, podendo chegar a valores próximos de 50% da diversidade remanescente. Dessa forma, espera-se a redução dessa diversidade se a largura dos corredores ripários for para metade desse valor (15m) nos rios de até 5m, como proposto no substitutivo. Portanto, essa redução da faixa de proteção poderá ter um impacto enorme sobre a biodiversidade, uma vez que esses rios representam grande parte da rede hidrográfica brasileira e contêm uma fauna única.

Estudos sobre anfíbios anuros (sapos e rãs) na Mata Atlântica indicam que 50% das espécies estão concentradas em riachos com menos de 5m de largura. Somente na última lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo, das 66 espécies de peixes classificadas em algum grau de ameaça, 45 mostram alta fidelidade a riachos estreitos e, portanto, são dependentes da qualidade do hábitat circundante e interno. Além disso, grande parte desses riachos já está altamente degradada, com suas margens sendo frequentemente ocupadas por pastagens sem qualquer mata ciliar remanescente.

Nessas condições, os rios tendem a ser biologicamente empobrecidos, dominados por poucas espécies, com alta abundância de espécies exóticas e com menor biomassa de peixes e de outros organismos.

Conclusão

O Código Florestal contém valores mínimos de proteção, ainda insuficientes para proteger as zonas ripárias de forma cientificamente substanciada. O conhecimento científico obtido nos últimos anos permite não apenas sustentar alguns dos valores indicados no Código Florestal vigente em relação à extensão das APPs, mas também indicam a necessidade para muitas situações ciliares de expansão desses valores para limiares mínimos de, pelos menos, 100m (50m de cada lado do rio), independentemente do bioma, do grupo taxonômico, do solo ou do tipo de topografia.

2.3. INCORPORAR AS APPS NO CÔMPUTO DA RL

Código atual

Art. 16. As florestas e outras formas de vegetação nativa, ressalvadas as situadas em área de preservação permanente, assim como aquelas não sujeitas ao regime de utilização limitada ou objeto de legislação específica, são suscetíveis de supressão, desde que sejam mantidas, a título de reserva legal, no mínimo:

§ 6º Será admitido, pelo órgão ambiental competente, o cômputo das áreas relativas à vegetação nativa existente em área de preservação permanente no cálculo do percentual de reserva legal, desde que não implique em conversão de novas áreas para o uso alternativo do solo, e quando a soma da vegetação nativa em área de preservação permanente e reserva legal exceder a:

I - oitenta por cento da propriedade rural localizada na Amazônia Legal;

II - cinquenta por cento da propriedade rural localizada nas demais regiões do país; e

III - vinte e cinco por cento da pequena propriedade definida pelas alíneas b e c do inciso I do § 2º do art. 1º.

b) cinquenta hectares, se localizada no polígono das secas ou a leste do Meridiano de 44º W, do Estado do Maranhão; e

c) trinta hectares, se localizada em qualquer outra região do país.

Substitutivo

Art. 15. Será admitido o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo do percentual da Reserva Legal do imóvel desde que:

I - o benefício previsto neste artigo não implique a conversão de novas áreas para o uso alternativo do solo;

II - a área a ser computada esteja conservada ou em processo de recuperação, conforme declaração do proprietário ao órgão estadual ou municipal integrante do Sisnama; e

III - o proprietário ou possuidor tenha requerido inclusão do imóvel no cadastro ambiental, nos termos do art. 24.

§ 1º O regime de proteção da Área de Preservação Permanente não se altera na hipótese prevista neste artigo.

§ 2º O proprietário ou possuidor de imóvel com Reserva Legal conservada e averbada, cuja área ultrapasse o mínimo exigido por esta Lei, poderá instituir servidão ambiental sobre a área excedente, nos termos do art. 9º-A da Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981.

CONSIDERAÇÕES

O fundamento científico para a RL é o fato de que, antes da existência de uma propriedade, havia uma paisagem natural. Assim, ao reconhecer a importância de uma fonte de matérias-primas, principalmente madeira, no âmbito da propriedade, o Estado propôs a manutenção de uma determinada parcela da área total da propriedade para satisfazer necessidades locais.

Na atualidade, todavia, é amplamente consagrada a percepção de que a vegetação que compõe a RL cumpre também diversas outras funções relevantes que não apenas a utilitarista. As origens históricas e os fundamentos da instituição de terrenos florestais reservados podem ser examinados em Ahrens (2007). O substitutivo, como proposta para discussão, mantém a obrigatoriedade da manutenção de uma RL em cada propriedade rural, mas isenta, todavia, propriedades com até quatro módulos fiscais de tal obrigatoriedade.

O Código Florestal vigente, em seu art. 16, § 6º, admite ser possível unir as APPs com a área de RL para cômputo desta última, majorando-se seu valor percentual em relação à área total de uma propriedade rural. Tal possibilidade, todavia, constitui uma exceção à regra geral. O substitutivo, por outro lado, em seu art. 15, contempla aquela possibilidade como uma nova regra geral, muito embora condicionada à observação de alguns pré-requisitos, mantidos os percentuais fixos estabelecidos no art. 13, mesmo nessa hipótese. Observa-se que a proposição presente no substitutivo não está fundamentada.

Registre-se que as APPs e RLs foram legalmente instituídas para cumprir diferentes funções socioambientais, muito embora complementares. A esse respeito, Ahrens (2010) examina a estrutura orgânica do Código Florestal vigente e sugere que os seus fundamentos sejam mais bem apreciados. As APPs resultam da ocorrência de determinados acidentes geográficos, no âmbito da propriedade rural, como a presença de nascentes, cursos d'água, lagos, terrenos com declividade superior a 45°, morros e montanhas, assim como dos solos, das águas e da biodiversidade.

Por outro lado, a conservação da vegetação que compõe a RL resulta de uma imposição legal. Além de possibilitar o uso sustentável da vegetação, a RL constitui importante complemento às APPs, como na recarga dos mananciais e na conservação da biodiversidade (imprescindível para possibilitar a polinização em muitas espécies utilizadas na agricultura). Nos dois casos, o primeiro beneficiado com a conservação da vegetação é o próprio proprietário ou agricultor.

Adicionalmente, o substitutivo não contempla a propriedade rural familiar propriamente dita, tal qual consagrada no ordenamento jurídico brasileiro, mas tão somente define pequena propriedade rural como aquela com área total de até quatro módulos fiscais.

Omite-se, assim, na definição proposta, os requisitos que caracterizam a natureza intrínseca da propriedade rural familiar, tais como a necessidade de que a família resida na propriedade, trabalhe a terra com o uso predominante de mão de obra familiar e constitua-se em sua única propriedade. A presença inequívoca de tais características – e não apenas a área das glebas – é o que constitui a base para justificar um tratamento diferenciado na legislação.

Do exposto, depreende-se que a hipótese proposta no substitutivo deve ser analisada com mais profundidade e melhor debatida para que possa, de fato, constituir um avanço ou aprimoramento.

2.4. COMPENSAÇÃO DA RL FORA DA PROPRIEDADE RURAL NA MICROBACIA OU NO BIOMA

A proposta de substitutivo cria novas possibilidades de compensação de RL, na forma de compra de cotas de reserva ambiental, de arrendamento sob regime de servidão ou de doação ao poder público de áreas dentro de Unidades de Conservação. O problema maior é que essa compensação poderá ser feita em qualquer localidade dentro do mesmo bioma.

Código atual

Art. 44. O proprietário ou possuidor de imóvel rural com área de floresta nativa, natural, primitiva ou regenerada ou outra forma de vegetação nativa em extensão inferior ao estabelecido nos incisos I, II, III e IV do art. 16, ressalvado o disposto nos seus §§ 5o e 6o, deve adotar as seguintes alternativas, isoladas ou conjuntamente:

III - compensar a reserva legal por outra área equivalente em importância ecológica e extensão, desde que pertença ao mesmo ecossistema e esteja localizada na mesma microbacia, conforme critérios estabelecidos em regulamento.

§ 1º Na recomposição de que trata o inciso I, o órgão ambiental estadual competente deve apoiar tecnicamente a pequena propriedade ou posse rural familiar.

§ 2º A recomposição de que trata o inciso I pode ser realizada mediante o plantio temporário de espécies exóticas como pioneiras, visando à restauração do ecossistema original, de acordo com critérios técnicos gerais estabelecidos pelo CONAMA.

§ 3º A regeneração de que trata o inciso II será autorizada pelo órgão ambiental estadual competente, quando sua viabilidade for comprovada por laudo técnico, podendo ser exigido o isolamento da área.

§ 4º Na impossibilidade de compensação da reserva legal dentro da mesma microbacia hidrográfica, deve o órgão ambiental estadual competente aplicar o critério de maior proximidade possível entre a propriedade desprovida de reserva legal e a área escolhida para compensação, desde que na mesma bacia hidrográfica e no mesmo estado, atendido, quando houver, o respectivo Plano de Bacia Hidrográfica e respeitadas as demais condicionantes estabelecidas no inciso III.

§ 5º A compensação de que trata o inciso III deste artigo, deverá ser submetida à aprovação pelo órgão ambiental estadual competente, e pode ser implementada mediante o arrendamento de área sob regime de servidão florestal ou reserva legal, ou aquisição de cotas de que trata o artigo 44B.

§ 6º O proprietário rural poderá ser desonerado, pelo período de 30 anos, das obrigações previstas neste artigo, mediante a doação, ao órgão ambiental competente, de área localizada no interior de Parque Nacional ou Estadual, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva Biológica ou Estação Ecológica pendente de regularização fundiária, respeitados os critérios previstos no inciso III deste artigo.

Substitutivo

Art. 26. O proprietário ou possuidor de imóvel rural que tiver área de Reserva Legal em extensão inferior ao estabelecido no art. 13 poderá regularizar sua situação, independentemente da adesão ao Programa de Regularização Ambiental, adotando as seguintes alternativas, isoladas ou conjuntamente:

I – recompor a Reserva Legal;

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

III – compensar a Reserva Legal.

§ 5º A compensação de que trata o caput poderá ser feita mediante:

I – aquisição de Cota de Reserva Ambiental – CRA;

II – arrendamento de área sob regime de Servidão Ambiental ou Reserva Legal equivalente em importância ecológica e extensão, no mesmo bioma, conforme critérios estabelecidos em regulamento; ou

III – doação ao Poder Público de área localizada no interior de Unidade de Conservação do grupo de proteção integral pendente de regularização fundiária, ou contribuição para fundo público que tenha essa finalidade, respeitados os critérios estabelecidos em regulamento.

CONSIDERAÇÕES

Conforme a proposta apresentada no substitutivo, um proprietário do interior de São Paulo que deveria conservar uma RL de Floresta Estacional Semidecídua pode compensar a destruição irregular desta RL comprando uma área de Floresta Ombrófila Densa da Serra do Mar, ou mesmo de uma área de floresta em Pernambuco.

Nos dois exemplos, as florestas não são equivalentes, pois estão situadas em condições ambientais e climáticas muito distintas, com vegetações e ecossistemas bastante diferentes e que não se equivalem. Esse novo dispositivo legal ignora que as florestas e demais formações vegetacionais brasileiras são heterogêneas, resultado de complexos processos biogeográficos, sendo esta, justamente, a razão para que essas áreas sejam reconhecidas internacionalmente pela sua alta biodiversidade.

A maioria das espécies tem distribuição geográfica limitada dentro de cada bioma, seja em centros de endemismos ou zonas biogeográficas, seja em diferentes fisionomias. Áreas de compensação não adjacentes ou em diferentes regiões fitoecológicas não se prestam a conservar espécies da região perdida.

Além disso, a possibilidade de compensação de RL mediante doação ao poder público de área localizada dentro de uma Unidade de Conservação desvirtua a função da RL e transfere para o proprietário uma responsabilidade do Estado: a manutenção da biodiversidade em UC sob sua responsabilidade.

As compensações deveriam ser realizadas somente em áreas ecologicamente equivalentes, considerando não apenas as regiões de endemismo, mas também as diferenças de composição de espécies e estrutura dos ecossistemas que ocorrem dentro das subdivisões de cada grande bioma brasileiro.

Mesmo assim, é importante notar que qualquer compensação de perda da RL em uma região realizada em outra área não repõe os serviços ecossistêmicos que a RL perdida prestava na sua área original, nem impede a degradação ambiental progressiva que tal perda provoca.

No Brasil, os estudos sobre serviços ecossistêmicos da RL numa propriedade rural são ainda iniciais, porém já há evidências de aumento na produção agrícola em função de serviços de polinização biótica. Mas as áreas florestais devem estar próximas na paisagem, para que esse serviço ecossistêmico seja mais eficiente.

Importância dos fragmentos na paisagem regional

Além da questão biológica e dos serviços ecossistêmicos, pequenos fragmentos de vegetação nativa, mantidos como RL na mesma microbacia ou bacia têm importante papel para diminuir o isolamento dos

poucos fragmentos maiores, funcionando como trampolins ecológicos no deslocamento das espécies pela paisagem. Sem esses fragmentos, os fluxos biológicos seriam muito prejudicados, acelerando ainda mais o processo de extinção.

Em regiões com alta ocupação humana, os fragmentos pequenos (<100 ha) representam uma parcela considerável do que sobrou. No caso da Mata Atlântica, esses fragmentos representam 90% do restante e 30% da área total de floresta remanescente. Embora pequenos tais fragmentos representem áreas relevantes e prestam importantes serviços ao homem e às espécies, principalmente se forem planejados espacialmente, considerando os parâmetros da paisagem regional.

Planejamento agrícola e ambiental na paisagem regional

Muitos dados científicos apontam a existência de uma significativa porcentagem de áreas de baixa aptidão agrícola e elevada aptidão florestal em paisagens de muitas regiões brasileiras. Pela sua condição de baixa aptidão agrícola, uma parte dessas áreas foi mantida com cobertura natural que pode e deve ser usada na compensação da RL de regiões de maior aptidão agrícola dentro da microbacia ou na bacia, definindo assim um instrumento legal e disponível, muito efetivo de proteção desses remanescentes naturais.

Além de permitir um ganho econômico aos proprietários, essas áreas já estarão compensando o déficit de RL de propriedades nas regiões de elevada aptidão agrícola. No entanto, muitas dessas áreas foram histórica e inadequadamente revertidas para atividade agrícola e hoje são usadas marginalmente, com atividade de produção de baixa tecnologia e, conseqüentemente, de muito baixo rendimento econômico.

Tais áreas poderiam ser revertidas para florestas de produção, usando espécies nativas, dentro dos preceitos definidos para RL, não só permitindo o cumprimento do Código Florestal, mas usando os mecanismos já disponíveis de compensação da RL, garantindo com isso um significativo aumento de rendimento econômico dos proprietários.

São exemplos de áreas agrícolas marginais as pastagens em áreas de declividade mais acentuadas nas regiões serranas. Na Mata Atlântica, as pastagens com declividades entre 25° e 45° somam mais de 6 milhões de hectares e poderiam ser revertidas para floresta de produção, sendo que o déficit de RL no domínio de Mata Atlântica é de menos de 3 milhões de ha.

Conclusão

Dessa forma, fica claro que a permissão da compensação da RL no bioma e não na microbacia ou bacia como proposto pelo substitutivo certamente demanda mais conhecimento científico que sustente a definição de parâmetros adequados para a normatização dessa permissão, buscando garantir que essa compensação assegure pelo menos o cumprimento dos mesmos benefícios promovidos pela manutenção de uma cobertura de vegetação nativa na microbacia ou na bacia.

Com base no conhecimento disponível, a recomendação mais pertinente é orientar que a compensação da RL seja feita o mais próximo possível da área com déficit, considerando a própria microbacia ou mesmo microbacias ou bacias próximas, mas de mesma equivalência ecológica e não permitir indistintamente a compensação no bioma, sem nenhum mecanismo claramente definido para assegurar os aspectos ecológicos e até econômicos dessa compensação.

3. PROPOSTA DE ENCAMINHAMENTOS FUTUROS

A SBPC e a ABC desejam continuar contribuindo para o aprimoramento do Código Florestal, oferecendo subsídios científicos e tecnológicos para o mais amplo diálogo. A revisão crítica dos vários temas abordados no Código Florestal deverá ser feita também à luz da ciência e das tecnologias mais avançadas, numa prospecção cuidadosa das virtudes e dos problemas da lei vigente, pois é preciso avançar na legislação ambiental e agrícola brasileira.

No Item 2, desenvolveu-se um primeiro exercício neste tipo de análise, demonstrando com base no conhecimento científico disponível quais os prós e contras da lei vigente e de uma das alterações propostas, tentando avançar com prognósticos para um aperfeiçoamento da lei.

O Brasil é o país que abriga o maior número de espécies de plantas, animais e microrganismos do mundo. Isso representa um enorme diferencial de capital natural, estratégico para o desenvolvimento socioeconômico do país e que precisa ser conservado e utilizado de forma sustentável. Ao mesmo tempo, a inovação tecnológica está na raiz do sucesso brasileiro da agricultura tropical e é o trunfo mais poderoso a qualificar países na competição no mercado globalizado.

Seria muito desejável que no aprimoramento do Código Florestal uma nova política pública pudesse estimular o conceito de ordenamento territorial inteligente e justo, surgido do planejamento cuidadoso e informado da paisagem. A construção de um novo Código Florestal, mais aperfeiçoado, partiria de algumas premissas básicas consideradas primordiais para a consolidação de uma política ambiental sustentável, tais como:

A) Deverá se fundamentar numa construção participativa, de consenso, com consulta a todos os setores diretamente envolvidos com a temática. Nenhum setor do meio rural ou urbano deverá ser unilateralmente privilegiado nessas alterações, mas, certamente, a propriedade familiar precisa de atenção especial, dada as suas particularidades sociais e econômicas. Todos os setores devem ter espaço para pronunciamento e para influir na decisão sobre alterações propostas.

B) Todas as proposições feitas deverão estar fundamentadas no conhecimento científico sobre o respectivo tema. Caso o conhecimento requerido para sustentar algumas dessas proposições ainda seja controverso ou não esteja disponível, elas seriam colocadas como pendentes de sustentação científica, para posterior revisão, e incluídas num programa de preenchimento de lacunas do conhecimento, fomentado por instituições públicas de financiamento;

C) Deverá estar embasado numa visão plural e propositiva, que integre o meio rural com o urbano, respeitando as particularidades ambientais de cada bioma, dentro do conceito de ordenamento

territorial e planejamento da paisagem, usando para isso os recursos mais atuais e avançados de imageamento e modelagem computacional de terrenos;

D) Deverá estar fundamentado na visão integrada da propriedade rural, dentro da perspectiva de sua adequação ambiental, considerando as áreas de produção agrícola, as áreas de preservação e uso misto, incorporando para estas todas as possibilidades de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA);

E) A adequação tecnológica na ocupação de áreas agrícolas deverá ser feita com base na sua aptidão, visando potencializar a produtividade agrícola com o menor impacto ambiental possível, respeitando todas as limitações e particularidades locais desses sistemas de produção, inclusive as culturais. O objetivo expresso nesse tema, que parece ser palatável a todas as correntes, é introduzir uma nova inteligência tecnológica na paisagem e aperfeiçoar a justiça na otimização dos usos para aumentar a produção sem ameaçar a sustentabilidade¹;

F) O conceito principal deverá ser o da construção de uma legislação ambiental estimuladora de boas práticas e garantidora do futuro e que proporcione, como política pública, a construção de paisagens rurais com sustentabilidade social, ambiental e econômica;

G) Nas áreas urbanas deverá estabelecer princípios e limites diferenciados para as áreas sem ocupação humana consolidada, ao passo que os planos diretores de uso do solo municipais tratariam das áreas de risco com ocupação consolidada.

¹ Essa adequação das áreas agrícolas deverá resultar na disponibilização de áreas de menor aptidão agrícola na propriedade rural ou na paisagem regional. Essas áreas poderão ser reocupadas com vegetação nativa. Este conceito considerará a possibilidade de compensação do déficit de Reserva Legal fora da propriedade rural, após o restabelecimento da conectividade dos fragmentos remanescentes da respectiva propriedade, criando assim um mecanismo eficiente de proteção dos remanescentes naturais na paisagem regional. Apesar da baixa aptidão agrícola atual, essas áreas foram em algum momento da história de ocupação agrícola brasileira transformada em áreas de produção, mas geralmente de pequeno retorno econômico devido ao baixo nível tecnológico, podendo ser novamente convertidas em formações naturais. Mas essa conversão deverá ter o componente econômico. A proposta será restaurar formações naturais passíveis de manejo sustentado, como permitido hoje para a Reserva Legal, possibilitando um ganho econômico maior que o ganho atual dessas áreas ocupadas com agricultura pouco tecnificada. Adiciona-se aí o uso sustentável dos produtos naturais, como madeira, fitoquímicos, sementes, plantas ornamentais, frutas nativas etc. e outros Serviços Ecossistêmicos – como sequestro ou manutenção de estoques terrestres de carbono, proteção e produção de água, habitat para polinizadores etc. –, incentivado através de taxas anuais de compensação pagas por propriedades da região com elevada aptidão agrícola e geralmente com déficit de Reserva Legal.

AGRADECIMENTOS

Na elaboração deste estudo as pessoas abaixo nominadas trouxeram importantes contribuições, nas mais variadas formas, as quais muito acrescentaram à densidade do conteúdo técnico-científico do documento.

1. Ana Luiza Coelho Netto - Geógrafa e Geomorfóloga; Dr. Sc /Katholieke Universiteit Leuven, Belgium; Post-Doc./University of California-Berkeley,USA; Professora Titular-IGEO/UFRJ; Pesquisadora 1A-CNPq e Cientista do Estado-FAPERJ.
2. André de Souza Avelar - Geólogo e Geotécnico; M Sc. e Dr. Sc. / Programa de Engenharia Civil-COPPE, UFRJ; Professor Adjunto IV- IGEO/UFRJ.
3. André Silveira – Cientista da Computação (UFI) / Especialista em geoprocessamento e análise vetorial / Grupo de Modelagem de Terrenos, Centro de Ciência do Sistema Terrestre, INPE.
4. Cláudio Cesar de Almeida Buschinelli – Embrapa Meio Ambiente; Ecólogo (Unesp); Mestrado em Ecologia (UFRS); Doutorado em Geografia (Universidade de Alcalá de Henares/Espanha).
5. Daniel de Castro Victoria - (EMBRAPA – Monitoramento por Satélite); Agrônomo (ESALQ – USP); Mestrado em Ecologia Aplicada (USP); Doutorado CENA USP
6. José Felipe Ribeiro (Pesquisador e Assessor da Diretoria Executiva da Embrapa); Biólogo (UNICAMP); Mestrado em Ecologia (UnB) e Doutorado em Ecologia (University of California-Davis, USA).
7. Eduardo Delgado Assad – Embrapa Informática Agropecuária; Engenheiro Agrícola (Universidade de Viçosa); Mestrado e Doutorado em Hidrologie Et Mathématique (Universite de Montpellier, França).
8. Grasiela Rodrigues – Engenheira Ambiental (UFI) / Mestrado em Sensoriamento Remoto (UFI) / Doutoranda em Ciência do Sistema Terrestre (INPE) / Especialista em geoprocessamento e análises de terreno. Grupo de Modelagem de Terrenos, Centro de Ciência do Sistema Terrestre, INPE.
9. Heloísa Ferreira Filizolla – Embrapa Meio Ambiente, Geógrafa (PUC/SP); Doutorado em Ciências da Terra (USP).
10. Luis Carlos Hernani – Embrapa /Centro de Pesquisa Agropecuária do Oeste; Agrônomo (USP); Mestrado em Energia Nuclear na Agricultura (USP); Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas (USP) e Pós-doutorado (UFRJ).

11. Laerte Scanavaca Júnior – Embrapa Meio Ambiente, Engenheiro Florestal (Esalq); Mestrado em Ciências Florestais (Esalq).
12. Luciano Mansor Mattos – Embrapa, Departamento de Transferência de Tecnologia, Engenheiro Agrônomo (Esalq), Mestrado em Engenharia Ambiental (Escola de Engenharia de São Carlos, USP), Doutorado em Desenvolvimento Econômico (Unicamp) e Antropologia Social e Mudanças Climáticas Globais (Indiana University).
13. Mateus Batistella (EMBRAPA – Monitoramento por Satélite) – Graduação em Ciências Biológicas (USP) e Filosofia (PUC-SP), Mestrado em Ecologia (USP); PhD Ciência Ambiental (Indiana University-USA);
14. Pedro Luiz de Freitas – Embrapa Solos, Engenheiro Agrônomo (USP); Mestrado em Hidrologia Aplicada (Universidade Federal do Rio Grande do Sul); Doutorado em Agronomia (Cornell University, C.U., USA) e Pós-doutorado em Ciências Agrárias (Institute Français de Recherche Et Développement, França).
15. Ricardo de Oliveira Figueiredo – Embrapa Meio Ambiente, Engenheiro Agrônomo (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro); Mestrado em Geociências (Universidade Federal Fluminense); Doutorado em Biociências e Biotecnologia (Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro) e Pós-doutorados em Ciências Biológicas (Woods Hole Research Center e University of Georgia).

ANEXO I

*Novas Tecnologias Geoespaciais para apoiar o
Ordenamento Territorial*

Sumário

Imagens tridimensionais da Terra geradas com avançadas tecnologias como o radar ou o laser permitem a construção de maquetes virtuais da paisagem que podem ser facilmente analisadas em computadores. Combinando em modelos matemáticos os conhecimentos funcionais diagnósticos e quantitativos de geologia, geomorfologia, solos e hidrologia é possível identificar e mapear acuradamente o potencial de uso, as fragilidades e os riscos de cada terreno na paisagem.

O cruzamento dos mapas de potenciais e fragilidades dos terrenos com os mapas de uso e cobertura da terra permite avaliar diferentes graus de uso sustentável, se o uso está adequado e onde pode melhorar. Permite também planejar o uso do solo de forma objetiva e substanciada pelas propriedades funcionais dos terrenos.

Assim como já acontece com a previsão do tempo, o mapeamento de todo o território em alta resolução também pode ser transparentemente colocado à disposição da sociedade via internet. No diálogo sobre o Código Florestal, a disponibilidade de novos mapas diagnósticos acurados e verificáveis oferece o potencial inédito de simplificar a definição de áreas para a produção, a conservação e a recuperação ambiental.

Com essas novas tecnologias – muitas delas desenvolvidas no Brasil –, será possível construir uma nova era no uso do solo baseada em inteligência, justiça e responsabilidade, com respeito aos potenciais e limites da natureza.

Introdução

O ordenamento territorial no século 21 já pode contar com ferramentas tecnológicas poderosas de diagnóstico de terrenos e espacialização dos potenciais de uso e dos riscos ambientais. Sofisticadas técnicas de sensoriamento remoto aéreo ou orbital têm sido utilizadas extensivamente para descrever e quantificar propriedades na superfície terrestre. A maioria dessas técnicas vale-se das assinaturas espectrais (cor) da superfície para classificar as coberturas e usos da terra e são baseadas em imagens que capturam características bidimensionais da paisagem. Porém, saber somente qual a cobertura ou o uso da terra torna o diagnóstico insuficiente para estimar aptidões e potenciais de uso ou zonas de risco para desastres naturais. É natural que a proximidade horizontal de um rio ou de sua zona ripária por exemplo – atributos extraíveis de um mapa de cobertura e uso através de *buffers* (faixas marginais) em torno da rede de drenagem – tenha alguma relação com aptidão ou fragilidades e risco. Mas devido à física da água no campo gravitacional da Terra, a definição de aptidão e risco real depende diretamente da topografia, ou seja, da combinação das dimensões horizontais e verticais.

Para agregar a dimensão vertical ou de volume às imagens da superfície existem técnicas de imageamento

tridimensional, como aquelas empregadas para gerar Modelos Digitais de Elevação (MDE). MDEs são maquetes virtuais (ou numéricas) da paisagem das quais se podem extrair computacionalmente muitos atributos físicos, descritivos e funcionais, relevantes para a definição de aptidões e áreas de risco.

Os MDEs podem ser Modelos Digitais de Superfície (MDS), que retratam a topografia da superfície mais externa na paisagem, o que inclui o delineamento do topo do dossel da vegetação e os telhados das edificações; ou podem ser Modelos Digitais de Terreno (MDT), que retratam a topografia real ou hidrologicamente relevante do solo: diretamente quando este está descoberto e visível; ou, quando existem vegetação e edificações, através de imageamento remoto penetrante e/ou processamento para remoção de obstáculos. Alguns MDEs estão disponíveis para áreas continentais em todo o globo, como o de imageamento ativo por radar do SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission, resolução vertical de 1 m e horizontal de 90 m); ou com o imageamento ótico passivo estereoscópico do ASTER (resolução vertical de 1 m e horizontal de 30 m). Tanto o SRTM quanto o ASTER são MDSs, o que representa algumas restrições quanto ao mapeamento de zonas com ilhas de florestas densas ocupando vales e grotões ou dispersas no meio de desmatamentos ou de áreas urbanas com edifícios altos. MDTs de grande potencial para mapeamentos acurados das zonas de risco começam a estar disponíveis com técnicas de sensoramento remoto aéreo ativo, como o laser imageador (LIDAR) e o radar de abertura sintética com Banda P, ambos com resoluções desde poucos metros até inferiores a 1 m na horizontal e na escala de centímetros na vertical. Embora a disponibilidade em larga escala de modelos de elevação com resoluções compatíveis atenda ao requerimento básico de dados usados em vários tipos de mapeamentos, para a definição de potenciais de uso e zonas de risco, somente estes modelos não são suficientes, apesar de recurso necessário.

Os MDSs e MDTs representam superfícies respectivas de modo quantitativo, permitindo a manipulação matemática da topologia em ambiente computacional. Nessas manipulações, pode-se empregar lógica derivada de princípios físicos fundamentais e com isso ressaltar e revelar as propriedades da paisagem associadas a aptidões, fragilidades e risco específicos.

Modelo HAND de Terrenos

Um dos modelos matemáticos apropriado para análises dos MDSs ou MDTs é o HAND (Height Above the Nearest Drainage - ou *Altura Acima do Curso d'água mais Próximo*). Trata-se de um revolucionário modelo de terrenos desenvolvido no Brasil, que possui capacidade para, entre outras coisas, prever a profundidade do lençol freático a partir apenas da topografia digital ou modelo de elevação. É um modelo que resolve o quebra-cabeça da umidade do solo através de mapas topológicos de ambientes hidrologicamente relevantes. Foi desenvolvido em uma colaboração entre o grupo do INPA atuante na microbacia instrumentada do Igarapé Asu, em Manaus, (Projeto LBA) – que descobriu e estruturou o conceito com

base em dados topográficos e hidrológicos (Nobre *et al*, 2011a) – e o grupo do CCST – INPE atuante na modelagem de terrenos, que escreveu o programa computacional para representar o novo conceito (Rennó *et al*, 2008). Esse modelo consiste numa normalização topográfica que utiliza a rede de drenagem como referência relativa.

Na aplicação aqui descrita, a análise começa com o reconhecimento de que cada encosta numa bacia hidrográfica está submetida à força gravitacional cujo efeito é acelerar o movimento da água de percolação ou daquela no escoamento superficial. Assim, os gradientes topográficos são ingredientes fundamentais a definir a dinâmica da água na superfície. Os rios são os pontos do relevo posicionados na cota mais baixa relativa às encostas, donde provêm os fluxos episódicos no escoamento superficial ou os fluxos saturados contínuos do meio poroso. Os terrenos no entorno ao curso d'água tendem a possuir lençol freático superficial. Esse lençol vai ficando mais profundo na medida em que aumenta o desnível relativo da superfície à drenagem mais próxima. Assim, o modelo HAND indiretamente descreve os terrenos de acordo com a profundidade do lençol freático.

Aplicação do modelo HAND ao mapeamento de aptidões de uso do solo

Uma das tarefas mais laboriosas para um bom planejamento das atividades agrícolas e florestais é o mapeamento das características topográficas, físicas e químicas dos solos. Para uma maior parte dos agricultores tais mapas são inacessíveis por seu custo ou por falta de assistência técnica que lhes permita aplicar o conhecimento espacializado de forma frutífera para a produção. Tal dificuldade torna raro o emprego de mapas diagnósticos de terrenos, o que tem representado grandes perdas tanto para as atividades produtivas não otimizadas, quanto para áreas frágeis utilizadas de forma insustentável. O Modelo HAND oferece, de forma direta e quantitativa, dados topográficos (declividade, posição no relevo, etc.) e hidrológicos (profundidade do lençol freático, distância para o curso d'água, etc.), que são fatores determinantes para alocação potencial de usos do solo. Indiretamente, o modelo HAND pode também oferecer informações sobre tipos de solos e susceptibilidades ambientais e de uso, fatores importantes para a alocação específica de atividades agrícolas e de áreas de proteção.

Um exemplo de aplicação do modelo HAND no mapeamento de aptidões de uso pode ser visto na Figura 5, para a região de Brodowsky próxima a Ribeirão Preto em SP. A imagem de satélite indica uma típica região agrícola com interflúvios planos recortados por drenagem encaixada. O mapa HAND da mesma área (base em dados de radar TOPODATA, resolução vertical de 1 m e horizontal de 30 m) indica com relativamente alta resolução os terrenos e seus potenciais e fragilidades. As áreas mais planas com solos bem drenados (demonstradas em preto) se prestam a produção mais intensiva, mecanizada, de alto rendimento. As áreas no fundo dos vales junto aos cursos d'água (demonstradas em azul) possuem

solos hidromórficos (continuamente saturados com água – ou brejosos), portanto frágeis e que devem ser obrigatoriamente protegidos por vegetação natural. As áreas contíguas com lençol freático raso (demonstradas em verde) tendem a ser terrenos também relativamente frágeis, mas que podem alternativamente ser usadas para reserva legal, no aumento de corredores para a fauna e na proteção adicional das áreas ripárias. Em algumas situações bem definidas, agricultura pode ser feita nestas áreas, com cuidados especiais visando a conservação dos solos e a não-contaminação dos lençóis e cursos d'água próximos. Os locais com declividades alta e crítica (demonstrados em amarelo e vermelho) tendem a ser quase sempre terrenos frágeis, altamente suscetíveis a erosão, que precisam obrigatoriamente de proteção permanente de vegetação natural. Áreas com declividades moderadas e acentuadas (demonstrados em rosa e magenta) tendem também a ser terrenos relativamente frágeis, mas que podem ser alternativamente usadas para reserva legal, na complementação de corredores para fauna e na proteção de solos sujeitos a erosão. Em algumas situações bem definidas, culturas perenes, como fruticultura por exemplo, podem ser feitas nestes solos, desde que respeitando práticas evoluídas de conservação do solo, como terraços e plantio direto em culturas de ciclo curto.

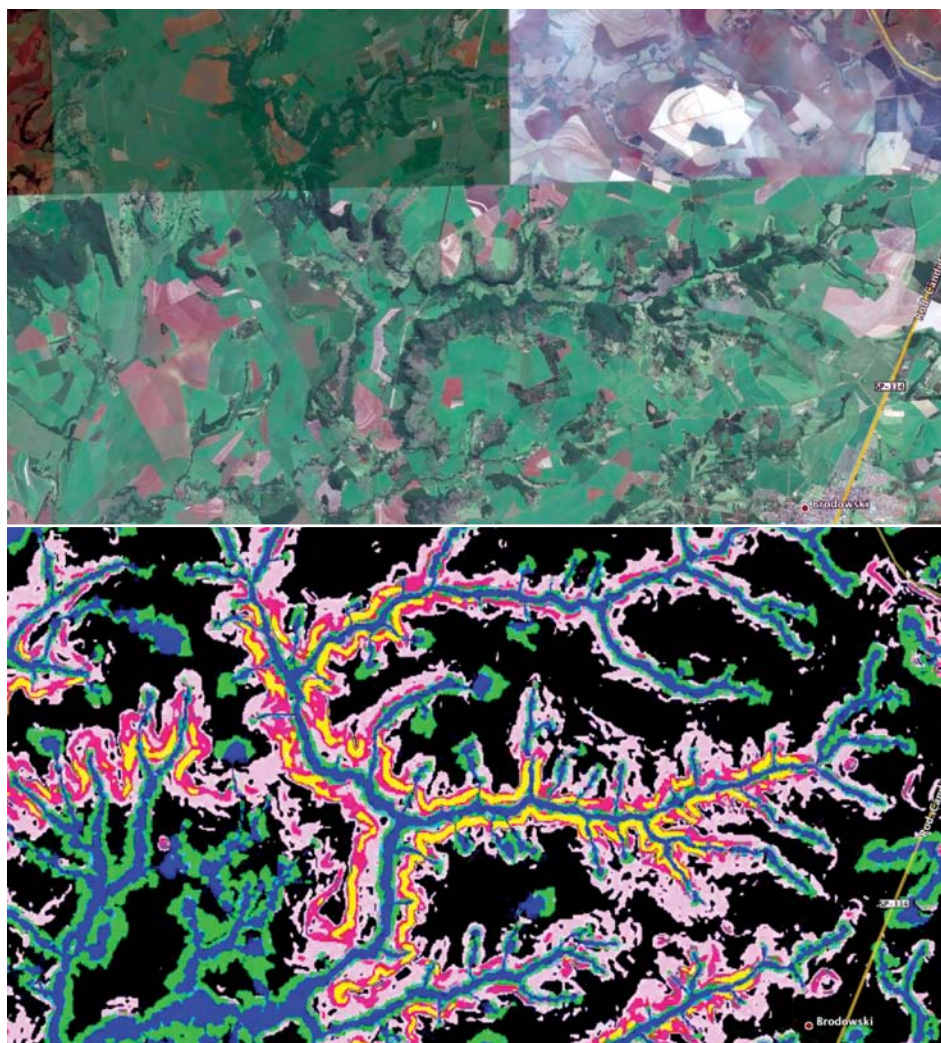


Figura 5.

Exemplo de aplicação do Modelo HAND para mapeamento de aptidão de uso na paisagem e zonas de risco ambiental na região Brodowski, próxima a Ribeirão Preto (SP). Áreas em negro correspondem aos solos planos, mecanizáveis, com melhores aptidões para atividades produtivas agrícolas. Azul e verde correspondem a áreas úmidas sujeitas a inundações; em amarelo (risco alto) e vermelho (risco crítico) áreas declivosas com alta limitação de uso. Em pink e magenta, estão as áreas com potencial limitado de uso que requerem cuidados com erosão.

Aplicação do modelo HAND ao mapeamento de áreas de risco

Devido à morfologia variável de vales e canais, somente com modelos de elevação acima do nível do mar torna-se muito difícil prever a altura dinâmica dos níveis de inundação. Essa dificuldade é especialmente intratável quando os gradientes topográficos ao longo do eixo de drenagem são acentuados ou quando os perfis do canal e do vale de entorno são complexos. Um método utilizado para determinar área sujeita a inundações é o desnível com relação ao curso d'água na sua seção transversal, que funciona bem para trechos relativamente planos dos cursos d'água (cheia tipo tanque). Métodos mais sofisticados para representar extravasamento de fluxos aplicam complicadas formulações hidrodinâmicas e parametrizações ajustadas ao formato tridimensional do canal e do vale. Mas justamente as parametrizações são tão difíceis de serem obtidas que sua aplicação tem se restringido a experimentos localizados. Assim, antes do modelo HAND não havia um método para o mapeamento generalizado de áreas de risco para inundações, cada vez mais necessário face ao aumento de eventos climáticos extremos.

O modelo HAND de terrenos permite a definição hidrologicamente consistente das proximidades relativas dos cursos d'água. Sua capacidade real de mapear áreas sujeitas à inundação ao longo dos cursos de água foi testada no projeto Megacidades, com o mapeamento da zona metropolitana de São Paulo (NOBRE *et al.*, 2010). Em São Paulo, o IPT e outros órgãos monitoram as cheias e, nas verificações feitas, o mapeamento HAND saiu-se muito bem.

A Figura 6 mostra parte da zona metropolitana com as zonas de risco ressaltadas pela classificação do modelo HAND, no caso o Jardim Pantanal, no entorno do rio Tietê. Nessa região densamente povoada, torna-se possível delinear quais áreas são seguras e quais precisam de atenção especial de planejamento e da defesa civil. A delimitação espacial viabiliza concentração de esforços tanto de planejamento quanto reativos nas áreas suscetíveis.



Figura 6. Mapa HAND de áreas sujeitas à inundação para a zona central da região metropolitana de São Paulo, superposta   imagem de sat elite mostrando áreas urbanas suscetíveis. a) imagem de sat elite do Jardim Pantanal, na região metropolitana de São Paulo; b) Mapa HAND de áreas sujeitas à inundação para a mesma área; c) superposição do mapa de susceptibilidade com a imagem de sat elite mostrando detalhes de áreas suscetíveis. Azul indica desnível até 5 m e verde desnível até 15 m em relação ao curso d'água mais próximo. Fonte: Nobre *et al.* (2010).

Com a agregação das declividades ao modelo HAND de alturas relativas normalizadas, torna-se possível identificar e mapear em detalhe encostas sujeitas ao risco de desmoronamento. No trabalho feito no projeto Megacidades, Agostinho Ogura (IPT) definiu classes de risco para deslizamentos e fluxos de massa através de espectros de declividade. A partir do modelo digital de elevações, o algoritmo HAND localizou e mapeou essas classes de declividade, indicando então em conjunto todas as áreas sujeitas ao risco ambiental (Figura 7).



Figura 7. Aplicação do Modelo HAND para mapeamento das zonas de risco ambiental na região metropolitana de São Paulo, mostrando em azul as áreas sujeitas a inundações e enxurradas e em amarelo (risco alto) e vermelho (risco crítico) áreas sujeitas a deslizamentos e fluxos de massa. Em preto estão as áreas relativamente seguras para ocupação humana.
Fonte: Nobre *et al.* (2010).

Embora as classes de declividade sejam um bom começo para o delineamento de risco geológico ligado a encostas, existem outros fatores igualmente ou mais importantes na determinação de risco real para deslizamentos e fluxos de massa. Curvaturas geomórficas, tipo e profundidade do regolito, uso e cobertura do solo são os mais importantes, todos potencialmente passíveis de modelagem computacional. A análise de terrenos sujeitos a deslizamentos para a Zona Metropolitana de São Paulo, que empregou somente a declividade em suas classes de risco, ofereceu a oportunidade para grande avanço no sistema de alerta, especificamente na otimização de esforços, permitindo focar nas zonas de maior potencial de acidentes. Mesmo sem ainda possuir acurada capacidade preditiva para deslizamentos, para a qual seriam necessários modelos mais sofisticados, a definição de áreas menores pelos mapas de declividade permite uma racionalização no planejamento urbano e oferece uma primeira aproximação para atenção nos esforços em um sistema de alerta.

Conclusões e Recomendações

Conforme verificado em extensivas validações em várias regiões do Brasil, o Modelo HAND demonstra excelente potencial para utilização em larga escala, de modo rápido e a baixo custo na geração de mapas de terrenos úteis ao planejamento do ordenamento territorial. Outras abordagens bem estabelecidas, como mapas de cobertura e uso e mapas de clima e balanço hídrico podem ser cruzados computacionalmente aos mapas de terrenos e ambientes, gerando produtos cartográficos ainda mais acurados e específicos para a delimitação de aptidões e fragilidades de terrenos e ambientes. Abordagens topológicas matematicamente elaboradas (Cortizo, 2007) têm ainda o potencial de agregar melhores e mais sofisticadas capacidades ao modelo HAND de terrenos, ajudando a transformar o diálogo sobre a legislação florestal e ambiental em um novo 'Renascimento' para o planejamento do uso do solo.

A exemplo de tantas outras tecnologias agrícolas, essas novas ferramentas diagnósticas quantitativas têm potencial para contribuir para um considerável aumento da produção rural sem comprometer os serviços ambientais gerados pelos ecossistemas protegidos, permitindo também localizar com máxima eficiência os melhores locais para recuperar a vegetação natural.

Por sua natureza, os mapas de ambiente HAND democratizam e universalizam o acesso à acurada informação sobre terrenos, permitindo aos agricultores saberem como melhor utilizar suas terras. Se tornados legais e regulamentados, esses mapas permitirão encerrar as confusões de entendimentos associadas à legislação imprecisa, que gera interpretações conflitantes daqueles que aplicam a lei e dos que por ela são regidos.

Com resolução de 90 metros, o grupo de modelagem de terrenos do CST-INPE já concluiu o mapeamento de terrenos para toda a América do Sul, portanto de todo o território nacional. Com resolução

mais fina, de 30 metros, foram mapeados mais de 300 mil km² nas regiões Norte, Nordeste, Sul e Sudeste.

Assim, não é necessário esperar anos de minuciosos e difíceis trabalhos de campo para agregar ao diálogo sobre o Código Florestal o amplo conhecimento sobre terrenos. O país soube até agora aproveitar de maneira extraordinária as inovações produzidas pela pesquisa agropecuária para galgar o pódio dos países produtores. É preciso, então, aproveitar esta e outras inovações das tecnologias geo-espaciais para conquistar a paz no campo e nas cidades e o respeito dos mercados pelo avanço inteligente do ordenamento territorial no Brasil.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Aptidão das terras do Brasil, por região e por nível de manejo para os diferentes tipos de usos indicados.....	22
Tabela 2. Uso atual das terras do Brasil.....	26
Tabela 3. Uso atual das terras com pastagens por regiões do Brasil.....	27
Tabela 4. Intensidade de uso agrossilvipastoril das terras municipais por regiões no Brasil.....	28
Tabela 5. Indicadores da irrigação no Brasil.....	30
Tabela 6. Estimativas de áreas com cobertura vegetal nativa e Unidades de Conservação.....	31
Tabela 7. Relações entre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.....	54
Tabela 8. Biomassa epígea seca e estoque de carbono em diferentes tipologias vegetais nas regiões Norte e Sul.....	60
Tabela 9. Área plantada, produção, valor da produção e de exportação de algumas culturas brasileiras, em 2008.....	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Uso atual das terras no Brasil (MANZATTO <i>et al.</i> , 2009).	27
Figura 2. Unidades de conservação da natureza e terras indígenas no Brasil (Fonte: Embrapa Monitoramento por Satélite)	31
Figura 3. Evolução da área cultivada (vermelho), da produção (azul) e da produtividade (verde) de grãos entre 1975 e 2010 (CONTINI <i>et al.</i> , 2010).	34
Figura 4. Níveis de dependência de polinização biótica com base nas potenciais quedas de produção na ausência de polinização em 107 culturas de importância agrícola mundial. Essencial: até 90% de redução; Alto: 40 a 90%; Modesto: 10 a 40%; Pouco: até 10%; Neutro: sem interferência da polinização biótica na produção; Desconhecido: sem informações disponíveis. Adaptado de Klein <i>et al.</i> (2007).	61
Figura 5. Exemplo de aplicação do Modelo HAND para mapeamento de aptidão de uso na paisagem e zonas de risco ambiental na região Brodowski, próxima a Ribeirão Preto (SP). Áreas em negro correspondem aos solos planos, mecanizáveis, com melhores aptidões para atividades produtivas agrícolas. Azul e verde correspondem a áreas úmidas sujeitas a inundações; em amarelo (risco alto) e vermelho (risco crítico) áreas declivosas com alta limitação de uso. Em	97
Figura 6. Mapa HAND de áreas sujeitas à inundação para a zona central da região metropolitana de São Paulo, superposta à imagem de satélite mostrando áreas urbanas suscetíveis. a) imagem de satélite do Jardim Pantanal, na região metropolitana de São Paulo; b) Mapa HAND de	99
Figura 7. Aplicação do Modelo HAND para mapeamento das zonas de risco ambiental na região metropolitana de São Paulo, mostrando em azul as áreas sujeitas a inundações e enxurradas e em amarelo (risco alto) e vermelho (risco crítico) áreas sujeitas a deslizamentos e fluxos de massa. Em preto estão as áreas relativamente seguras para ocupação humana.	100

REFERÊNCIAS

- ACKERMAN, M. **A cidade e o código florestal**. São Paulo: Editora Plêiade, 2010. 162 p.
- AHRENS, S. Sobre a Reserva Legal: origens históricas e fundamentos técnico-conceituais. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, 11., 2007, São Paulo. **Meio ambiente e acesso à justiça: flora, reserva legal e APP**. [São Paulo]: Instituto O Direito por um Planeta Verde, [2007]. v. 1, p. 691-707.
- AHRENS, S. A estrutura do Código Florestal e uma proposta para aprimorar os seus fundamentos. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, 14., 2010, São Paulo. **Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos**. [São Paulo]: Instituto O Direito por um Planeta Verde, [2010]. v. 1 p. 835-845.
- AMARAL, E. **Polinização entomófila de Coffea arabica L., raio de ação e coleta de pólen pela Apis mellifera Linnaeus, 1758 (Hymenoptera; Apidae), em cafezal florido**. 1972. 82 f. Tese (Livre Docência) - Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Agricultura irrigada; estudo técnico preliminar**. Brasília, DF, 2004. 107 p.
- ANDRADE, A. G. de; FREITAS, P.L. de; LANDERS, J.N. Aspectos gerais sobre o manejo e conservação do solo e da água e as mudanças ambientais. In: Prado, R.B.; Turetta, A.P.D.; Andrade, A.G.de. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro, Brazil: Embrapa Solos, 486 p. Capítulo 01. pp. 25-40. 2010.
- ARONSON, J.; MILTON, S. J.; BLIGNAUT, J. N. Definitions and rationale. In: ARONSON, J.; MILTON, S. J.; BLIGNAUT, J. N. (Ed.). **Restoring natural capital: science, business and practice**. Washington, DC: Island Press, 2007. p. 3-8.
- ARONSON, J.; BLIGNAUT, J.; GROOT, R. S. de; LOWRY II, P. P.; CLEWELL, A.; WOODWORTH, P.; COWLING, R. M.; RENISON, D.; LEVY-TACHER, S.; TONGWAY, D.; MILTON, S.; RANGEL-CH., O.; WIT, M. de; FARLEY, J.; FONTAINE, C.; DEBRINCAT, B.; BIRKINSHAW, C. The road to sustainability must bridge three great divides. *Annals of the New York Academy of Sciences*. **Ecological Economics Reviews**, v. 1185, Special issue, p. 225–236, 2010.
- AUGUSTO FILHO, O. **Carta de risco de escorregamentos quantificada em ambiente de SIG, como subsídio para planos de seguro em áreas urbanas: um ensaio em Caraguatatuba (SP)**. 198 f. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. 2001.
- AWADE, M.; METZGER, J.P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation, *Austral Ecology*, v.33, p. 863-873, 2008

BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, D. D.; KRUSCHE, A. V.; COBURN, R.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E.; LOGSDON, M. G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Parana river basin (Western Amazonia). *Remote Sensing of Environment*, v. 87, p. 429-445, 2003.

BATALHA, R. M. P.; TEIXEIRA FILHO, J.; TERESO, M. J. A. Recuperação da mata ripária como diretriz prioritária no planejamento dos recursos hídricos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 34., 2005, Canoas, RS. Anais. Canoas, RS: SBEA, 2005. p. 1-4.

BATISTELLA, M. Landscape Change and Land-Use/Land-Cover Dynamics in Rondônia, Brazilian Amazon. 257 f. Tese (Ph.D) - Center for the Study of Institutions, Population and Environmental Change – CIPEC, Indiana University, Indiana. 2001.

BAYER, C. MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUKA, J.; PAVINATOC, A.; DIECKOWB, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, v. 86, p. 237-245, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023>>. Acesso em: 14 abr. 2011.

BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F.; DRUGOWICH, M. I. Programa estadual de microbacias hidrográficas. Campinas: CATI, 1993. 15 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

BOLFE, E. L.; FERREIRA, M. C.; BATISTELLA, M. Biomassa epígea e estoque de carbono de agroflorestas em Tomé-Açu, PA. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, p. 2171-2175, 2009.

BOSCH, J.; HEWLETT, J. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 55, n. 1/4, p. 3-23, 1982.

BOSCOLO D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE M.; METZGER, J. P. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest , Brazil, 273-276. **Biotropica** 40 (3). 2008.

BRAGAGNOLO, N; PAN, W. A Experiência de programas de manejo e conservação dos recursos naturais em microbacias hidrográficas. In: MUÑOZ, H. R. (Org.). **Interfaces da gestão de recursos hídricos: desafios da lei de águas de 1997**. Brasília, DF: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000. p. 176-198.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Projeções do Agronegócio Brasileiro: 2009/2010 a 2019/2020**. Brasília, DF: MAPA/ACS, 2010. 76 p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Indústria e Comércio Exterior. Secretaria de Comércio Exterior. **Ali-**

ceWeb. Brasília, DF: MDIC, 2008. Disponível em: <<http://aliceweb.mdic.gov.br>>. Acesso em: 3 mar. 2011

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 104, n. 1, p. 185-228, 2004.

CALDEIRA, M. V. W. **Determinação de biomassa e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro, Paraná**. 2003. 176 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

CARVALHO, L. P. O gênero *Gossypium* e suas espécies cultivadas e silvestres. In: BELTRÃO, M. E. de M. (Org.). **O agronegócio do algodão no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa Comunicação para a Transferência de Tecnologia, 1999. v. 1, p. 234-248.

CASSATI, L. Alterações no código florestal brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em:

<<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/fullpaper?bn00310042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

CASTRO FILHO, C.; COCHRANE, T. A.; NORTON, L. D.; CAVIGLIONE, J. H.; JOHANSSON, L. P. Land degradation assesment: tools and techniques for measuring sediment load. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LAND DEGRADATION AND MEETING OF THE IUSS SUBCOMMISSION C – SOIL AND WATER CONSERVATION, 3., 2001, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Embrapa Solos: SBCS: IUSS, 2001. 1 CD ROM.

CHASE, T. N.; PIELKE, R. A.; KITTEL, T. G. F.; NEMANI, R. R.; RUNNING, S. W. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. **Climate Dynamics**, v. 16, p. 93-105, 1999.

CHIARI, W .C.; TOLEDO, V. de A. A. de; COLLA, M. C.; TAKASUSUKI, R.-; OLIVEIRA, A. J. B. de.; SAKAGUTI, E. S.; ATENCIA, V. M.; COSTA, F. M.; MITSUI, M. H. Pollination of soybean (*Glycine max* L. Merrill) by honeybees (*Apis mellifera* L.). **Brazilian archives biology technology**, v. 48, n. 1, p. 31-36, jan. 2005.

COELHO NETTO, A. L.; AVELAR, A. S.; SATO, A.; NEGREIROS, A. B.; VIANNA, L. G.; ARAUJO, I. S.; LA CROIX, D.; LIMA, P. H. M.; SILVA, A. P. A.; SILVA, R. P.; BARBOSA, L. S. January 2011: catastrophic landslides at Nova Friburgo municipality. In. World Landslides Forum , promovido pelo International Consortium of Landslides, 2., 2011, Roma. **Proceedings**. Roma: NESCO; WMO; FAO, UNISDR; UNU; UNEP; IBRD; UNDP; ICSU; WFEO; KU & UNISDR, 2011. (Submetido em Congresso a ser realizado em Roma, outubro, 2011).

COELHO NETTO, A. L.; AVELAR, A. S. FERNANDES, M. C.; LACERDA, W. A. Landslide susceptibility

in a mountainous geoecosystem, Tijuca Massif, Rio de Janeiro: the role of morphometric subsivision of the terrain. **Geomorphology**, v. 87, p. 120-131, 2007.

COMMITTEE ON GLOBAL CHANGE, RESEARCH. **Global environmental change**: research pathways for the next decade. Washington, DC: National Academy, 1999. 1 v. 616 p.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução n° 369 de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação permanente-APP. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 29 mar. 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res36906.xml>>. Acesso em: 27 jan. 2011.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução n° 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 13 maio 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 27 jan. 2011.

CONTINI, E.; GASQUES, J. G.; ALVES, E.; BASTOS, E. T. Dinamismo da agricultura brasileira. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, DF, v. 19, edição especial 150 anos do Mapa, p. 42-64, jul. 2010.

CORREL, D. L.; JORDAN, T. E.; WELLER, D. E. Nutrient flux in landscape: effects of coastal land use and terrestrial community mosaic on nutrient transport to coastal waters. **Estuaries**, v. 15, n. 4, p. 431-442, dec. 1992.

CORTIZO, S. **Topo de Morro na Resolução CONAMA N° 303**. 2007. Publicação avulsa 12 p. <http://www.sergio.cortizo.nom.br>

CRISTOFIDIS, D. **O futuro da irrigação e a gestão das águas**. Brasília, DF: Ministério da Integração Nacional, 2008. 15 p. (Série Irrigação e água – I).

CRISTOFIDIS, D. **Recursos hídricos e irrigação no Brasil**. Brasília, DF: CDS-UNB, 1999. 1 v. 19 p.

DE MARIA, J. C. Erosão e terraços em plantio direto. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 17-21, 1999.

DeFRIES, R. S.; FOLEY J. A.; ASNER, G. P. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Front Ecol Environ**, v. 2, n. 5, p. 249-257, 2004.

DEVELEY, P. F. E.; PONGILUPPI, T. Impactos Potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n5/pt/fullpaper?bn00610042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

DEVELEY, P. F. & STOUFFER, P. C. Effects of roads on movements of understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. **Conserv. Biol.** 15, 1416–1422, 2001.

DUARTE, C. N. **A cultura do melão**. Brasília, DF: Embrapa -SPI, 2001. 114 p.

DUMANSKI, J.; DESJARDINS, R. L.; LAL, R.; FREITAS, P. L. de; LANDERS, J. N.; GERBER, P.; STEINFEKD, H.; VERCHOT, L.; SCHUMAN, G. E.; DERNER, J. D.; ROSEGRANT, M. Global Potentials for Greenhouse Gas Mitigation in Agriculture. In: STIGTER, K. (Ed.). **Applied Agrometeorology**. Heidelberg: Springer, 2010a. p. 977-982.

DUMANSKI, J.; DESJARDINS, R.L.; LAL, R.; FREITAS, P.L.de; LANDERS, J.N.; GERBER, P.; STEINFEKD, H.; VERCHOT, L.; SCHUMAN, G.E., DERNER, J.D.; ROSEGRANT, M.. Global Strategies and Economies for Greenhouse Gas Mitigation in Agriculture. In: STIGTER, K. (Ed.). **Applied Agrometeorology**. Heidelberg: Springer, 2010b. p. 983-988.

EMMET, B. A.; HUDSON, J. A.; COWARD, P. A.; REYNOLDS, B. The impact of a riparian wetland on streamwater quality in a recently afforested upland catchment. **Journal of Hydrology**, v. 162, p. 337-353, 1994.

FARAH, F. **Habitação e encostas**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 2003. 312 p. (Coleção Habitar).

FIGUEIREDO, R. O. Processos hidrológicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas sob usos agrícola e agroflorestal na Amazônia Brasileira. In: PORRO, R. (Ed.). **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. p. 477-500.

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; SCHULER, A. E.; WATRIN, O. dos S.; SILVA, P. de S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v. 115, n. G4, p. G04004, 2010.

FOLEY, J. A.; COSTA, M. H.; DELIRE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. **Front Ecol Environ**, v. 1, n. 1, p. 38–44, 2003.

FOLEY, J. A.; DeFRIES, R.; ASNER, G.,P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, 2005.

FONSECA, E. L. da; PONZON, F. J.; FORMAGGIO, A. R. Modelo agrometeorológico-espectral para estimativa da disponibilidade de forragem no bioma “campos sulinos”. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 15,

n. 3, p. 241-249, 2007.

FORTESCUE, J. A. C. **Environmental Geochemistry**: a holistic approach. New York: Springer-Verlag, 1980. 347 p. (Ecological Studies, v. 35)

FRANÇA, F. M. C. **A importância do agronegócio da irrigação para o desenvolvimento do Nordeste**. Fortaleza: Banco do Nordeste, 2001. v. 1, 114 p.

FEBRAPDP. Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha. **Evolução da área cultivada em plantio direto – 1972/73 – 2005/6**. Disponível em: <http://www.febrapdp.org.br/download/ev_plantio_brasil.pdf> Acesso em: 14 mar. 2011.

FREITAS, A. V. L. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n5/pt/fullpaper?bn00810042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

FREITAS, B. M.; OLIVEIRA FILHO, J. H. de. Ninhos racionais para mamangava (*Xylocopa frontalis*) na polinização do maracujá-amarelo (*Passiflora edulis*). **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 6, p. 1135-1139, 2003.

FREITAS, B. M.; PAXTON, R. J. A comparison of two pollinations: the introduced honey bee *Apis mellifera* and an indigeneous bee *Centris tarsata* on cashew *Anacardium occidentale* in its native range of NE Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 109-121, 1998.

FREITAS, P. L. de; MARTIN-NETO, L.; MANZATTO, C. V. Solos: além de tudo, sequestro de carbono. **Agro-analysis**, Caderno Especial: Serviços ambientais no negócio agrícola. v. 27, n. 04, abr. p. E15-E16, 2007.

GALETTI, M.; PARDINI, R.; DUARTE, J. M. B.; SILVA, V. M. F.; ROSSI, A. E.; PERES, C. A. Mudanças no código florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n5/pt/fullpaper?bn00710042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

GASQUES, J. G.; BASTOS, E. T.; BACCHI, M. R. P. Produtividade total dos fatores e transformações da agricultura brasileira: análise dos dados dos Censos Agropecuários. In: GASQUES, J. G.; VIEIRA FILHO, E. R.; NAVARRO, Z. (Org.). **A agricultura brasileira: desempenho, desafios e perspectivas**. Brasília, DF: Ipea, 2010. 298 p.

GALDINO, S.; VIEIRA, L. M. **Impactos Ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005. 356 p.

GERALDINE, D. G. Economia agrícola: contribuição real no real. **REU**, Anápolis, GO, v. 1, n. 1, jul./dez. 2005.

- GILLIAM, J. W. Riparian wetlands and water quality. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 896-900, 1994.
- GORSHKOV, V. G.; GORSHKOV, V. V.; MAKARIEVA, A. M. **Biotic regulation of the environment: key issue of global change**. Berlin: Springer-Praxis Environmental Sciences, 2000. 371 p.
- GOUVELLO, C.; SOARES FILHO, B.S e NASSAR, Estudo de Baixo Carbono para o Brasil - Uso da terra , mudanças do uso da terra e florestas. Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento / Banco Mundial. Washington, DC. 2010, 292 p.
- GUTRICH, J. J.; HITZHUSEN, F. J. Assessing the substitutability of mitigation wetlands for natural sites: estimating restoration lag costs of wetland mitigation. **Ecological Economics**, v. 48, n. 4, p. 409-424, 2004.
- HECKENBERGER, M. J.; RUSSELL, J. C.; FAUSTO, C.; TONEY, J. R.; SCHMIDT, M. J.; PEREIRA, E.; FRANCHETTO, B.; KUIKURO, A. Pre-columbian urbanism, anthropogenic landscapes, and the future of the Amazon. **Science**, v. 321, n. 5893, p. 1214-1217, aug. 2008.
- HERINGER, I.; JACQUES, A. V. A. Acumulação de forragem e de material morto em pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo em relação às queimadas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, n. 2, p. 599-604, 2002.
- HERNANI, L. C. FREITAS, P. L.; PRUSKI, F. F.; DE. MARIA, I. C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J. C. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS, E. J.; PERES, J. R. R. (Org.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 47-60.
- HOUGHTON, R. A.; HACKLER, J. L.; LAWRENCE, K. T. The U.S. carbon budget: contribution from land-use change. **Science**, v. 285, n. 5427, p. 574-578, jul. 1999.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sidra - Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Produção Agrícola Municipal**. 2008. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 3 mar. 2011.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.. **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 25 de janeiro de 2011.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário do Brasil 1995/96**. Rio de Janeiro, 1997. 1 v.
- INTECOL WETLAND WORKING GROUP. The Cuiabá Declaration on Wetlands. In: INTECOL WETLAND CONFERENCE HELD, 8., 2008, Cuiabá. **The state of wetlands and their role in a world of global climate change**. Cuiabá: INTECOL, 2008. 4 p. (Ramsar COP10 doc. 31). Disponível em: <<http://www.ramsar>

org/pdf/cop10/cop10_doc31_e.pdf>. Acesso em: 3 mar. 2011

JOLY, C.A., RODRIGUES, R.R., METZGER, J.P., HADDAD, C.F.B., VERDADE, L.M., OLIVEIRA, M.C. & BOLZANI, V.S. 2010. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. **Science** 328:1358-1359.

JOLY, C.A.; SPIGOLON, J.R.; LIEBERG, S.A.; AIDAR, M.P.M.; METZGER, J.P.; SALIS, S.M.; LOBO, P.C.; SHIMABUKURO, M.T.; MARQUES, M.M. e SALINO, A. Projeto Jacaré-Pepira: o desenvolvimento de um modelo de recomposição de mata ciliar com base na florística regional. In: Rodriguês, R.R. (org.). **Matas ciliares: estado atual de conhecimento**. Fapesp, EDUSP, Campinas, SP, p. 271-287. 2000.

JONES, J. R.; HOLMES, J. B. Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 11, n. 6, p. 239-242, 1996.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Ed.). **Amazonian floodplain forests: ecophysiology biodiversity and sustainable management**. Hardcover: Springer Verlag, 2010. 615 p. (Ecological Studies, v. 210)

KELLER, M.; PALACE, M.; ASNER, G. P.; PEREIRA JÚNIOR, R.; SILVA, J. N. M. Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 784-795, 2004.

KLEIDON, A. Beyond GAIA: Thermodynamics of Life and Earth System Functioning. **Climatic Change**, v. 66, p. 271-319, 2004.

KLEIN, A. M.; WILLIAMS, N. M.; AIZEN, M. A.; GEMMILL-HERREN, B.; LEBUHN, G.; MINCKLEY, R.; PACKER, L.; POTTS, S. G.; ROULSTON, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; VÁZQUEZ, D. P.; WINFREE, R.; ADAMS, L.; CRONE, E. E.; GREENLEAF, S. S.; KEITT, T. H.; KLEIN, A-M.; REGETZ, J.; RICKETTS, T. H. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. **Ecology Letters**, v. 10, p. 299-314, 2007.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science** v. 310, p. 1628-1632, 2005.

LAMBIN, E. F.; TURNER, B. L.; GEIST, H. J.; AGBOLA, S. B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J. W.; COOMES, O. T.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P. S.; HOMEWOOD, K.; IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; LI, X.; MORAN, E. F.; MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P. S.; RICHARDS, J. F.; SKANES, H.; STEFFEN, W.; STONE, G. D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T. A.; VOGEL, C.; XU, J. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global Environmental Change**, v. 11, n. 4, p. 261-269, dec. 2001.

LANDERS, J. L.; FREITAS, P. L. de. Preservação da vegetação nativa nos trópicos brasileiros por incentivos econômicos aos sistemas de integração lavoura x pecuária com plantio direto. In: SIMPÓSIO SOBRE ECONOMIA E ECOLOGIA, 2001, Belém. **Anais...** Belém: [s.ed.], 2001.

LANDERS, J. N.; BARROS, G. S.; ROCHA, M. T.; MANFRINATO, W. A.; WEISS, J. Environmental impacts of zero tillage in Brazil: a first approximation. In: CONGRESS ON CONSERVATION AGRICULTURE, 2., 2001, Madri. **Proceedings...** Madrid: FAO-Ecaf, 2001. v. 1, p. 317-326.

LANDERS, J. N.; FREITAS, P. L. de; PIMENTEL, M. S. É preciso vender a imagem do plantio direto à sociedade: a valoração dos impactos ambientais fora da fazenda é a chave. In: ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PALHA, 8. Águas de Lindóia. Conservando a água e preservando a vida. **Resumos.** Águas de Lindóia: FEBRAPDP; Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. 2002,

LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI, J.R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Campinas: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 1991. 175p.

LEWIS, S.L.; BRANDO, P.M.; PHILLIPS, O.L.; HEIJDEN, G.M.F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon Drought, **Science** 331 (6017) p. 554, 2011.

LIMA, A. J. N.; TEIXEIRA, L. M.; CARNEIRO, V. M. C.; SANTOS, J. dos; HIGUCHI, N. Análise da estrutura e do estoque de fitomassa de uma floresta secundária da região de Manaus AM, dez anos após corte raso seguido de fogo. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p. 49-54, 2007.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/ Fapesp, 2000. cap.3, p.33-44.

LINO, J. S. **Evolução do sistema plantio direto e produção de sedimentos no Estado do Rio Grande do Sul.** 2010. 119 f.Tese (Mestrado em Ciências). Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, SP.

LUNZ, A. M. P.; FRANKE, I. L. Avaliação de um modelo de sistema agroflorestal com pupunha, açaí, cupuaçu, café e castanha-do-brasil, no Estado do Acre. Rio Branco: EMBRAPA -CPAF, 1997. 3 p. (Embrapa Acre. Pesquisas em andamento, 101)

LUNZ, A. M. P.; FRANKE, I. L. Recomendações técnicas para desenho de sistemas agroflorestais multiestratos no Estado do Acre. Rio Branco: EMBRAPA -CPAF, 1998. 5 p. (Embrapa Acre. Comunicado Técnico, 87)

MAKARIEVA, A. M.; GORSHKOV, V. G.; Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrologic cycle

on land. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 13, p. 1013–1033, 2007.

MALERBO-SOUZA, D. T.; NOGUEIRA-COUTO, R. H.; COUTO, L.; SOUZA, J. C. de. Atrativo para as abelhas *Apis mellifera* e polinização em café (*Coffea arabica* L.). *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, v. 40, p. 272-278, 2003a.

MALERBO-SOUZA, D. T.; NOGUEIRA-COUTO, R. H.; COUTO, L. A. Polinização em cultura de laranja (*Citrus sinensis* L. Osbeck, var. Pera-rio). *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, v. 40, p. 237-242, 2003b.

MALERBO-SOUZA, D. T.; NOGUEIRA-COUTO, R. H.; COUTO, L. A.; SOUZA, J. C. de. Atrativo para as abelhas *Apis mellifera* e polinização em café (*Coffea arabica* L.). *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, v. 40, p. 272-278, 2003c.

MALHI, Y.; ROBERTS, J. T.; BETTS, R. A.; KILLEEN, T. J.; LI, W.; NOBRE, C. A. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, v. 319, p. 169-172, 2008.

MANZATTO, C. V.; ASSAD, E. D.; BACCA, J. F. M.; ZARONI, M. J.; PEREIRA, S. E. M. (Ed.). Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar. Expandir a produção, preservar a vida, garantir o futuro. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009, 55 p.: il. - (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627 ; 110).

MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de.; PRES, J. R. R. (Ed.). **Uso agrícola do solo brasileiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002a. v. 1. 174 p.

MANZATTO, C. V.; RAMALHO FILHO, A.; COSTA, T. C. E. C.; SANTOS, M. L. M.; COELHO, M. R.; SILVA, E. F. da; OLIVEIRA, R. P. de. Potencial de uso e uso atual das terras. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS, E. J.; PERES, J. R. R. (Org.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002b, v. , p. 13-21.

MARENGO, J. A.; SOARES, W. R.; SAULO, C.; NICOLINI, M. Climatology of the Low-Level Jet East of the Andes as Derived from the NCEP–NCAR Reanalyses: Characteristics and Temporal Variability. *Journal of Climate*, v. 17, n. 12, p 2261-2280, 2004.

MARINI, M. A.; BARBET-MASSIN, M.; LOPES, L. E.; JIGUET, F. Predicted climate-driven bird distribution changes and forecasted conservation conflicts in a neotropical savanna. *Conservation Biology*, 23:1558-1567. 2009.

MARQUES, J. F. Custos da erosão do solo em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, DF, v. 36, p. 61-79, 1998.

MARQUES, O. A. V.; NOGUEIRA, C.; MARTINS, M.; SAWAYA, R. J. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre os répteis brasileiros. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n5/pt/fullpaper?bn00510042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation** 141, 2184–2192. 2008.

MARTINELLI, L.A., JOLY, C.A., NOBRE, C.A. e SPAROVEK, G. The false dichotomy between preservation of the natural vegetation and food production in Brazil. **Biota Neotrop.** 10(4). 2010: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?point-of-view+bn00110042010>.

MAY, P. H.; VEIGA, F. C.; CHEVEZ, O. **Valoração econômica da biodiversidade: estudos de caso no Brasil**. Brasília, DF: MMA, 2000. 198 p.

McCLAIN, M. E.; ELSENBEER, H. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. In: MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. (Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001. p. 185-208.

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA JÚNIOR, M. C. da; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. Flora vascular do Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Brasília, DF: Embrapa Cerrados, 1998. p. 289-556.

METZGER, J. P.; LEWINSOHN, T. M.; JOLY, C. A.; CASATTI, L.; RODRIGUES, R. R.; MARTINELLI, L. A. Impactos potenciais das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos. Documento-síntese produzido por Pesquisadores do PROGRAMA BIOTA-FAPESP e pela ABECO (Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação), **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, oct./dec. 2010 Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/>>. Acesso em: 3 mar. 2011

METZGER, J. P. O Código Florestal tem Base Científica. **Conservação e Natureza**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

MEYER, W. B. e TURNER B.L. Land-use/land-cover change: challenges for geographers. **GeoJournal**. V. 39, N. 3, 237-240. 1996.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. Washington, DC: World Resources Institute, 2005. Disponível em:

<<http://www.maweb.org/documents/document.354.aspx.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2010.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.;

LAMOREUX, J.; DA FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2. ed. Boston: University of Chicago Press, 2005. 431 p.

MONTAGNINI, F.; NAIR, P. K. R. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 61, p. 281-295, 2004.

MOORE, R.; WILLIAMS, T.; RODRIGUEZ, E.; HEPINSTALL-CYMMERMAN, J. **Quantifying the value of non-timber ecosystem services from Georgia's private forests**. Final Report submitted to the Georgia Forestry Foundation, 2011. 44 p. Disponível em: <<http://www.warnell.uga.edu/news/wp-content/uploads/2011/02/Final-Report-1-24-11.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2011.

MORAES, J. F. L.; PECHE FILHO, A.; CARVALHO, Y. M. C. **Diagnóstico agroambiental para gestão e monitoramento da Bacia do Rio Jundiá Mirim**. Jundiá: Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), 2002.

MORETI, A. C. C. C.; SILVA, E. C. A.; ALVES, M. L. T. M. F. Observações sobre a polinização entomófila da cultura da soja (*Glycine max* Merrill). **Boletim da Indústria Animal**, v. 55, n. 1, p. 91-94, 1998.

MOTA, M. O. S. da; NOGUEIRA-COUTO, R. H. Polinização entomófila em pessegueiro (*Prunus persica* L.). **Brazilian Journal Veterinary Research and Animal Science**, São Paulo, v. 39, n. 3, p.124-128, 2002.

NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; CERRI, C. C. Deforestation for pastures alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, v. 11, n. 6, p. 1817-1826, 2001.

NEßHÖVER, C.; ARONSON, J.; BLIGNAUT, J. N.; LEHR, D.; VAKROU, A.; WITTMER, H. Investing in ecological infrastructure. In: TEN BRINK, P. (Coord.). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)**: TEEB for National and International Policy Makers. Cambridge: TEEB, 2009. cap. 9, p.1-37.

NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNET, M.; RENNÓ, C. D.; RODRIGUES, G. O.; SILVEIRA, A. C.; WATERLOO, M.; SALESKA, S. Height above the nearest drainage, a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, 2011a. [no prelo]

NOBRE, A. D.; SILVEIRA, A.; RODRIGUES, G.; VALLE, R. S. T.; OBREGÓN, G.; AUGUSTO, C.; CANAVESI, V.; CUARTAS, L. A. **Aspectos físicos e geográficos das áreas ripárias no Brasil**: análise preliminar da legislação. Ciência para o Código Florestal. São José dos Campos: Centro de Ciência para o Sistema Terrestre - INPE, 2011b. 110 p. Relatório Científico.

NOBRE, C. A. e BORMA, L. S. 'Tipping points' for the Amazon Forest. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, p. 28-36, 2009

NOBRE, P.; MALAGUTTI, M.; URBANO, D. F.; ALMEIDA, R. A. F.; GIAROLLA, E. Amazon Deforestation

and Climate Change in a Coupled Model Simulation. **Journal of Climate**, v. 22, p. 5686–5697, 2009.

NOBRE, C.A.; YOUNG, A.F.; SALDIVA, P.; MARENGO, J.A.; NOBRE, A.D.; ALVES, Jr. S.; SILVA, G.C.M.; LOMBARDO, M. Vulnerabilidades das Megacidades Brasileiras às Mudanças Climáticas: Região Metropolitana de São Paulo. Embaixada Reino Unido, Rede Clima e Programa FAPESP em Mudanças Climáticas, 2010. 31p.

OLIVEIRA, R. R.; AVELAR, A. S.; LEÃO, O. M. R.; FREITAS, M. M.; COELHO NETTO, A. L. Degradação da floresta e desabamentos ocorridos em Fevereiro de 1996 no Maciço da Tijuca, RJ. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 47., 1996, Nova Friburgo. **Anais**. Nova Friburgo, RJ: Sociedade Botânica do Brasil, 1996. v. 1, p. 353-353.

PARDINI, R.; BUENO, A.; GARDNER, T.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos One**, v. 5, n. 10, p. 1-10, 2010.

PEDROSA, M. B. **Potencial genético para seleção de uma população de algodoeiro de fibra colorida**. 2005. 78 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE.

PEREIRA, C. P. **Avaliação da biomassa acumulada em áreas de vegetação secundária “capoeira” enriquecida com árvores leguminosas, no nordeste do Estado do Pará**. 2001. 36 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal Tropical) - Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém.

PINAY, G.; e DÉCAMPS, H. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. **Regulated Rivers - Research & Management**, 2:507-516. 1988.

PÖSCHL, U.; MARTIN, S. T.; SINHA, B.; CHEN, Q.; GUNTHER, S. S.; HUFFMAN, J. A.; BORRMANN, S.; FARMER, D. K.; GARLAND, R. M.; HELAS, G.; JIMENEZ, J. L.; KING, S. M.; MANZI, A.; MIKHAILOV, E.; PAULIQUEVIS, T.; PETTERS, M. D.; PRENNI, A. J.; ROLDIN, P.; ROSE, D.; SCHNEIDER, J.; SU, H.; ZORN, S. R.; ARTAXO, P.; ANDREA, M. O. Rainforest Aerosols as Biogenic Nuclei of Clouds and Precipitation in the Amazon. **Science**, v. 329, p. 1513-1516, 2010.

PRADO, T. B. G.; MORAES, J. F. L.; ADAMI, S. F. Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim. **Acta Scientiarum (UEM)**, v. 1, p. 1-10, 2006.

Programa ABC. BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/portal/page/portal/Internet-MAPA/pagina-inicial/desenvolvimento-sustentavel/programa-abc>>. Acesso em: 25 jan. 2011.

RAMALHO FILHO, A. Aptidão agrícola das terras do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 20., 1985, Belém. **Programa e resumos...** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1985.

65 p.

RAMALHO FILHO, A.; PEREIRA, L. C. **Aptidão agrícola das terras do Brasil – potencial de terras e análise dos principais métodos de avaliação**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. (Documentos, 1).

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, p. 57–109, 2003.

RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. Hand, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.

RIBEIRO, J. F.; FELFILI, J. M.; DUBOC, E.; ALMEIDA, S. P.; BARROS, C. J. Cerrado em pé: espécies frutíferas para agricultura familiar. IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE A CULTURA DA MANGABA, 1., 2003, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2003. 1 CD-ROM.

Ribeiro, K. T. e.; FREITAS, L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n5/pt/fullpaper?bn04310042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R. R.; JOLY, C.A.; BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.O.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, N.A.; BOLZANI, V.S. & BONONI, V.L.R. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. **Programa BIOTA/FAPESP**. Secretaria do Meio Ambiente, 2008. 245 p.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2000. 320 p.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFIA, S.; NAVEA, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

RUGGIERO, C. Situação da cultura do maracujazeiro no Brasil. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 206, p. 5-9, 2000.

SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SAN-

WALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, n. 287, p. 1770-1774, 2000.

SAMPAIO, G.; NOBRE, C. A.; COSTA, M. H.; SATYAMURTY, P.; SOARES-FILHO, B. S.; CARDOSO, M. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, p. L17709, 2007.

SANCHEZ JÚNIOR, L. B.; MALERBO-SOUZA, D. T. Frequência dos insetos na polinização e produção de algodão. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 26, n. 4, p. 461-465, 2004.

SANTOS, D. T.; CARVALHO, P. C. de F.; NABINGER, C.; CARASSAI, I. J.; GOMES, L. H. Eficiência bioeconômica da adubação de pastagem natural no sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, abr. 2008.

SANTOS, S. R. M. dos; MIRANDA, I. S.; TOURINHO, M. M. Análise florística e estrutural de sistemas agroflorestais das várzeas do rio Jubá, Cametá, Pará. **Acta Amazônica**, v. 34, n. 2, p. 251-263, 2004.

SILVA, A. F. **Transferências interna e externa de renda do agronegócio brasileiro**. 2010. 140 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo Piracicaba, SP.

SILVA, R. P. **Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM)**. 2007. 152 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA. Manaus

SOCHER, L. G.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. Biomassa aérea de uma floresta ombrófila mista aluvial no município de Araucária (PR). **Floresta**, Curitiba, PR, v. 38, n. 2, abr./jun. 2008.

SOUSA, R. M.; AGUIAR, O. de S.; FREITAS, B. M.; SILVEIRA NETO, A. A. da; PEREIRA, T. F. C. Requerimentos de polinização do Meloeiro no município de Acaraú-CE, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 1, p. 238-242, 2009.

SOUZA, R. S.; VIANA, J. G. A. Tendência histórica de preços pagos ao produtor na agricultura de grãos do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 1128-1133, 2007.

SPAROVEK, G.; BARRETO, A.; KLUG, I.; PAPP, L.; LINO, J. A revisão do código florestal brasileiro. **Novos Estudos**, v. 89, n. 1, p. 111-135, 2011.

STADTLER, E. W. C. **Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e sequestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação em uma floresta de igapó alagada por água preta na Amazônia Central**. 2007. 57 f. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia,

INPA.

STAUFFER, D. **Introduction to percolation theory**. London: Taylor & Francis, 1985. 192 p.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity**. PNUMA, Bonn, 2010. Disponível em: <www.teebweb.net>. Acesso em: 3 mar. 2011

TOLBA, M. K. e EL-KHOLY, O. A. (Ed.) **The world environment 1972-1992: two decades of challenge**. London: Chapman & Hall, 1992. v. 1, 884 p.

TOLEDO, L. F.; CARVALHO-E-SILVA, S. P.; SÁNCHEZ, C.; ALMEIDA, M. A. E.; HADDAD, C. B. F. A revisão do Código Florestal Brasileiro: impactos negativos para a conservação dos anfíbios. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/fullpaper?bn00410042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

TRECENTI, R. Desafios para a implementação do programa Agricultura de Baixo Carbono (ABC). Portal Dia de Campo – Colunas Assinadas. Disponível em: <http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Materia.asp?id=22597&secao=Colunas%20Assinadas> (acesso em 27/09/2010)

TRISKA, F. J.; DUFF, J. H.; AVANZINO, R. J. Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of a gravel-bottom stream examining terrestrial-aquatic linkages. **Freshwater Biology**, v. 29, p. 259-274, 1993.

TRISKA, F. J.; KENNEDY, V. C.; AVANZINO, R. J.; ZELLWEGER, G. W.; BENCALA, K. E. Retention and Transport of Nutrients in a Third-Order Stream in Northwestern California: Hyporheic Processes. **Ecology**, v. 70, n. 6, p. 1893-1905, 1989.

TSUCHIYA, A.; HIRAOKA, M. Forest biomass and wood consumption in the lower course of the Amazon: a case study of the Urubuera Island. **Acta Amazonica**, v.29, n. 1, p. 79-95, 1999.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n5/pt/fullpaper?bn01110042010+pt>>. Acesso em: 10 jan. 2011.

VEIGA, F. C.; MAY, P. H. Mercados para serviços ambientais. In: MAY, P. H. (Org.) **Economia do meio ambiente; teoria e prática**. 2. ed., Rio de Janeiro: Elsevier Campus, 2010.

VERGARA FILHO, O. Estimativa econômica das perdas de solo provocadas pela erosão hídrica no Brasil. **Revista Geográfica Instituto Panamericano de Geografia e Historia**, n. 120, p. 41-58, 1994.

VOGEL, H. Quantificação da biomassa em uma floresta estacional decidual em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 419-425, 2006.

WICKEL, B. A. J. **Water and nutrient dynamics of a humid tropical watershed in Eastern Amazonia**. Bonn: Center of Development Research/ University of Bonn, 135 p. 2004. (Ecology and Development Series, 21).

WITH, K. A.; CRIST, T. O. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. **Ecology**, v. 76, p. 2446-2459, 1995.

WITH, K. A.; KING, A. W. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. **Landscape Ecology**, v. 14, n. 1, p. 73-82, 1999.

ZOCOLO, G. J. **Ocorrência de isoflavonas de soja no ambiente e correlação com atividade estrogênica: estudo de caso da região de Dourados (MS)**. 2010. 185 f. Tese (Doutorado em Química) - Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, SP.

Zucco, C. A.; Oliveira-Santos, L. R.; Fernandez, F. 2011. Protect Brazil's land to avert disasters. Correspondence, **Nature**, v. 470, 335.

Impresso em papel certificado FSC.

Esta publicação buscou o melhor aproveitamento de papel possível.

IMPRESSÃO: INDÚSTRIA GRÁFICA DE DOCUMENTOS LTDA.

DIRETORIA DA SBPC

Presidente: Helena Bonciani Nader

Vice-Presidente: Otávio Guilherme Cardoso Alves Velho

Secretário Geral: Aldo Malavasi

Secretários:

Rute Maria Gonçalves Andrade

José Antônio Aleixo da Silva

Dante Augusto Couto Barone

1º Tesoureiro: José Raimundo Braga Coelho

2ª Tesoureira: Lisbeth Kaiserlian Cordani

DIRETORIA DA ABC

Presidente: Jacob Palis Junior

Vice-Presidente: Hernan Chaimovich Guralnik

Diretores:

Carlos Henrique de Brito Cruz

Evando Mirra de Paula e Silva

Iván Izquierdo

Jerson Lima da Silva

Luiz Davidovich

GRUPO DE TRABALHO DO CÓDIGO FLORESTAL

José Antônio Aleixo da Silva (**UFRPE/SBPC**) - Coordenador

Antonio Donato Nobre (**INPA/INPE**)

Carlos Alfredo Joly (**UNICAMP – BIOTA**)

Carlos Afonso Nobre (**INPE – MCT**)

Celso Vainer Manzatto (**EMBRAPA – Meio Ambiente**)

Elíbio Leopoldo Rech Filho (**EMBRAPA – Recursos Genéticos e Biotecnologia**)

Ladislau Araújo Skorupa (**EMBRAPA - Meio Ambiente**)

Maria Manuela Ligeti Carneiro da Cunha (**University of Chicago**)

Peter Herman May (**UFRRJ e sociedade ECOECO**)

Ricardo Ribeiro Rodrigues (**ESALQ/USP**)

Sérgio Ahrens (**EMBRAPA Florestas**)

Tatiana Deane de Abreu Sá (**EMBRAPA – Diretoria executiva**)



Sociedade
Brasileira para o
Progresso da
Ciência



Apoio:

Ministério da
Ciência e Tecnologia



Papel produzido com madeira certificada FSC®
e outras fontes controladas.

Edição e revisão: **Green Editora e Comunicação** / Projeto gráfico: **Felipe Horst**