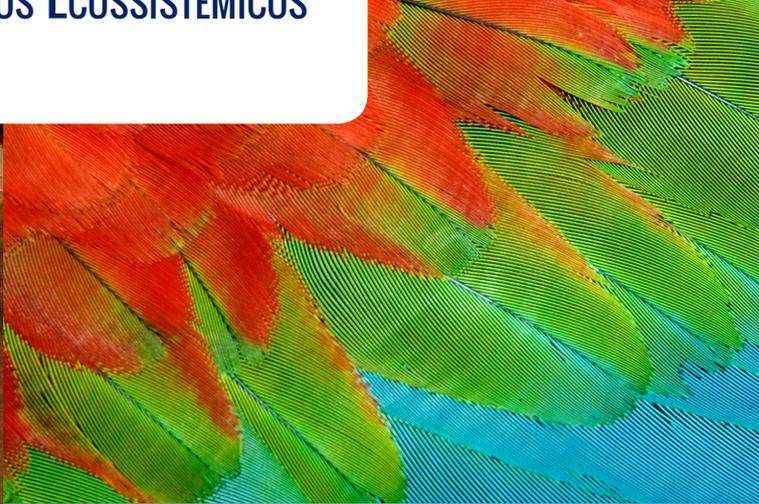




BPBES
Plataforma Brasileira
de Biodiversidade
e Serviços Ecossistêmicos

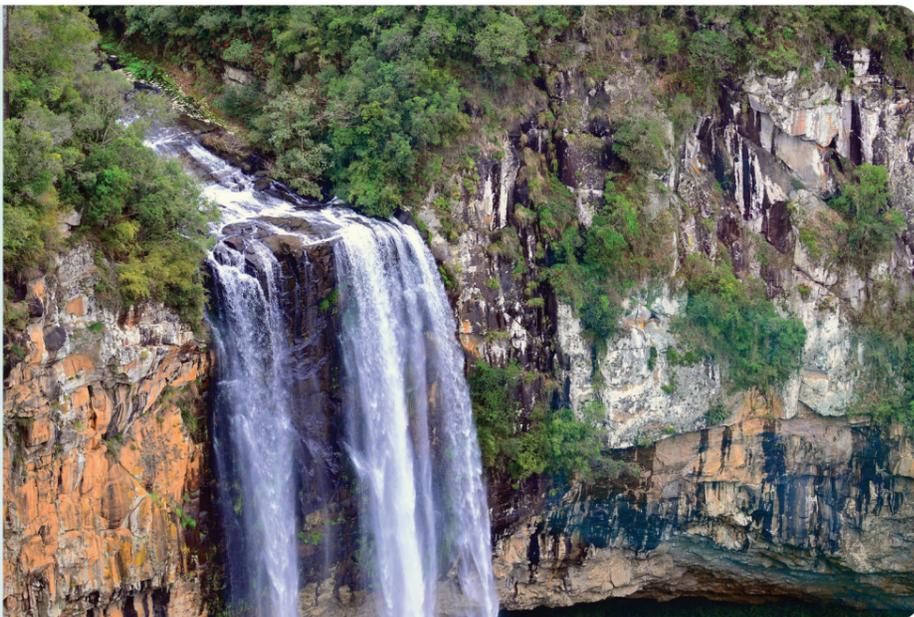
1º DIAGNÓSTICO BRASILEIRO DE BIODIVERSIDADE & SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS





.....

Carlos A. Joly • Fabio R. Scarano • Cristiana S. Seixas • Jean P. Metzger • Jean P. Ometto • Mercedes M. C. Bustamante • Máira C. G. Padgurschi • Aliny P. F. Pires • Paula F. D. Castro • Tatiana Gadda • Peter Toledo (editores)



Este Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos é o primeiro esforço nacional em trazer o atual estado da arte sobre a temática no país. Elaborado ao longo de dois anos (desde fevereiro de 2017) com base em conhecimentos científicos e aqueles produzidos por outras formas de conhecimento, como tradicionais, indígenas e quilombolas, a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES, da sigla em inglês)¹ e seus parceiros entregam este documento, cujo sumário para tomadores de decisão (STD) destaca as principais mensagens-chave relevantes para diferentes públicos. A Plataforma Brasileira tem como missão a produção de sínteses do melhor conhecimento disponível pela ciência acadêmica e pelos saberes tradicionais sobre as temáticas da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos e suas relações com o bem-estar humano, com foco nos biomas continentais do Brasil (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal, Pampa) e no costeiro-marinho. Para tanto, promoveu reuniões setoriais de trabalho com grupos de interesses variados – como representantes do governo federal, organizações não governamentais, empresas, acadêmicos, etnias indígenas e jornalistas – com o intuito de compartilhar os principais resultados, debater e ouvir críticas e sugestões.

O presente documento congrega um grupo independente formado por 85 autores, entre professores universitários e pesquisadores, além da revisão externa acurada de outros seis especialistas da área, incluindo gestores ambientais, tomadores de decisão, além de professores universitários e pesquisadores. A BPBES produz ainda seus relatórios temáticos nos quais aprofunda temas urgentes apontados aqui e levantados junto aos diferentes grupos de interesse realizando, para isso, importantes parcerias com instituições públicas e privadas, além de organizações da sociedade civil em geral. Dispõe do apoio financeiro do MCTIC², via CNPq, e da Fapesp, por meio do Programa Biota³, além do apoio institucional da SBPC⁴, da ABC⁵ e da FBDS⁶. Este relatório completo, bem como o respectivo Sumário para Tomadores de Decisão (STD), está disponível na página da BPBES.

1. www.bpb.es.net.br

2. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações

3. www.biota.org.br

4. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência

5. Academia Brasileira de Ciências

6. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável

SUMÁRIO

6 - Capítulo 1 - Apresentando o diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos	
8 - 1.1. Marco conceitual	
8 - 1.2. Conceitos e definições	
16 - 1.3. Público-alvo deste Diagnóstico	
17 - 1.4. Políticas públicas nacionais e internacionais: Metas de Aichi e Objetivos de Desenvolvimento Sustentável	
19 - 1.5. Unidades de análise utilizadas pela BPBES	
26 - 1.6. Biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano nos biomas continentais	
28 - 1.7. Outras unidades de análise	
35 - Capítulo 2 - Contribuições da natureza para a qualidade de vida	
35 - Sumário Executivo	
39 - 2.1 Introdução	
41 - 2.2 Estados e tendências dos serviços ecossistêmicos	
72 - 2.3 Efeitos das tendências em biodiversidade e serviços ecossistêmicos sobre a qualidade de vida humana	
81 - 2.4 Práticas e conhecimento de povos indígenas e comunidades tradicionais: contribuições para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos	
86 - 2.5 Pegada ecológica e biocapacidade	
88 - 2.6 Diversidade de valores e trade-offs em tomadas de decisão	
91 - 2.7 Lacunas de dados e conhecimento	
91 - 2.8. Agradecimentos	
93 - Capítulo 3 - Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos	
93 - Sumário Executivo	
105 - 3.1. Introdução	
106 - 3.2. Vetores de mudanças indiretos	
125 - 3.3. Vetores de mudanças diretos naturais – desastres naturais	
129 - 3.4. Vetores de mudanças diretos antropogênicos	
177 - 3.5. Interações entre os vetores de mudanças nos biomas brasileiros	
179 - 3.6. Status e tendências da biodiversidade	
191 - 3.7. Iniciativas de resposta	
210 - 3.8. Lacunas de dados e conhecimento	
213 - 3.9. Agradecimentos	
214 - Capítulo 4 - Interações entre Natureza e Sociedade: trajetórias do presente ao futuro	
214 - Sumário Executivo	
216 - 4.1. Introdução	
217 - 4.2. Futuros plausíveis para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos: caminhos para a sustentabilidade	
226 - 4.3. Mudanças futuras em forçantes e seus impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos	
243 - 4.4. Relações de custo-benefício e cobenefícios entre múltiplos serviços ecossistêmicos	
245 - 4.5. Caminhos seguros para a sustentabilidade	
246 - 4.6. Lacunas de conhecimento	
250 - Capítulo 5 - Opções de governança e tomada de decisão através de escalas e setores	
250 - Sumário Executivo	
252 - 5.1. Introdução	
255 - 5.2. Governança efetiva e seus condicionantes	
262 - 5.3 Principais tipos de políticas relacionadas à BSE	
279 - 5.4. Aderência a políticas globais e regionais	
283 - 5.5. Desafios urgentes e soluções emergentes	
286 - Referências	

CAPÍTULO 1 – APRESENTANDO O DIAGNÓSTICO BRASILEIRO DE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Coordenadores: Carlos A. Joly & Máira C. G. Padgurschi

Autores: Aliny P. F. Pires, Angelo Antonio Agostinho, Antonio Carlos Marques, Aryanne Amaral, Camila Ortolan F. de Oliveira Cervone, Cristina Adams, Fabricio Beggiano Baccaro, Gerd Sparovek, Gerhard E. Overbeck, Giovana Mira de Espindola, Ima Célia Guimarães Vieira, Jean Paul Metzger, José Sabino, Juliana S. Farinaci, Luciano Paganucci de Queiroz, Luiz Carlos Gomes, Maria Manuela Carneiro da Cunha, Maria Teresa Fernandes Piedade, Mercedes Maria da Cunha Bustamante, Peter May, Phillip Fearnside, Rachel B. Prado & Rafael Dias Loyola

Citação: Joly C.A.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Agostinho A.A.; Marques A.C.; Amaral A.G.; Cervone C.O.F.O.; Adams C.; Baccaro F.B.; Sparovek G.; Overbeck G.E.; Espindola G.M.; Vieira I. C.G.; Metzger J.P.; Sabino J.; Farinaci J.S.; Queiroz L.P.; Gomes L.C.; da Cunha M.M.C.; Piedade M.T.F.; Bustamante M.M.C.; May P.; Fearnside P.; Prado R.B.; Loyola R.D. Capítulo 1: Apresentando o Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos. In Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351.

Este diagnóstico é o primeiro esforço nacional no âmbito da Plataforma Intergovernamental de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (IPBES). Teve como ponto de partida o documento *Diálogos*¹ que foi utilizado como instrumento de consulta e diálogo com diferentes atores que, em suas atividades, direta ou indiretamente afetam ou são afetados pela biodiversidade e pelos benefícios da natureza. Por ser um documento que avaliou e sintetizou o conhecimento disponível acerca da biodiversidade e dos serviços ecosistêmicos (BSE) no Brasil, este diagnóstico pode ser considerado uma referência para o posicionamento da sociedade sobre conservação e uso sustentável. Desta forma, contribui para a integração do conhecimento científico e de populações tradicionais com políticas públicas e práticas produtivas, ampliando a interface com tomadores de decisão, a iniciativa privada e as organizações da sociedade civil. O Diagnóstico está dividido em 5 capítulos:

Capítulo 1 – Apresentando o Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos: aborda conceitos-chave sobre os quais a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES, da sigla em inglês) se baseia para elaborar o Diagnóstico, além daqueles que estarão presentes ao longo de todo o documento (Figura 1.1). O capítulo apresenta um resumo de dados relevantes por bioma, questões de política ambiental e temas como degradação e restauração, espécies invasoras e uso sustentável da biodiversidade;

Capítulo 2 – Contribuições da natureza para a qualidade de vida: está relacionado aos elementos *Benefícios da natureza para as pessoas* e *Boa qualidade de vida* (Figura 1.1), bem como o fluxo entre eles. O capítulo avalia a contribuição da natureza para a qualidade de vida das pessoas, incluindo a inter-relação entre a biodiversidade, o funcionamento de ecossistemas e os serviços ecosistêmicos. Além da situação atual, trabalha com a dinâmica e as tendências futuras dos serviços ecosistêmicos essenciais para o bem-estar humano (como saúde, segurança alimentar, segurança hídrica, segurança energética). O texto aborda também a contribuição do conhecimento e das práticas de populações indígenas e tradicionais para a conservação da biodiversidade, para a diversificação de espécies (gerando novas espécies), bem como para a distribuição de espécies e formação de paisagens nos diversos biomas;

Capítulo 3 – Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e serviços ecosistêmicos: está relacionado às caixas *Natureza*, *Instituições, Governança e outros fatores indiretos* e *Forças diretas* (Figura 1.1). Avalia o conhecimento atual e as tendências passadas e futuras da dinâmica da biodiversidade e dos serviços ecosistêmicos identificados no capítulo 2. Além disso, foca nas tendências dos vetores de mudanças, especialmente as caixas *Natureza* e *Benefícios da natureza para as pessoas*. Os principais vetores de mudanças sobre a biodiversidade que impactam a caixa *Natureza*, bem como as relações entre os vetores indiretos de mudança (como políticas, mudanças na economia, fatores culturais e religiosos, avanços tecnológicos) e diretos (como conversão de habitat, utilização de recursos aquáticos, mudanças no uso da terra, poluição) são tratados de maneira explicativa e ilustrados com estudos de caso. Finalmente, o capítulo explora como mudanças na caixa *Natureza* (Figura 1.1) impactam os *Benefícios da natureza para as pessoas* e aborda as principais estratégias e iniciativas e seus resultados relacionados à manutenção da biodiversidade e dos serviços ecosistêmicos;

Capítulo 4 – Interações entre natureza e sociedade: trajetórias do presente ao futuro: abrange todas as caixas e fluxos da figura 1.1. O capítulo foi desenvolvido a partir de informações publicadas na literatura sobre cenários e modelagem. Seu conteúdo se concentra nas questões-chave que a sociedade enfrentará nas próximas décadas e que determinarão a dinâmica futura dos sistemas socioecológicos. O texto traz também análises das trajetórias disponíveis no contexto atual e do futuro das relações entre esses sistemas e impactos na biodiversidade e nos serviços ecosistêmicos;

Capítulo 5 – Opções de governança e tomada de decisão através de escalas e setores: o capítulo trata das caixas e dos fluxos da figura 1.1 sobre *Instituições, governança e outros fatores indiretos*. Apresenta diferentes opções para os tomadores de decisão em resposta aos cenários expostos nos capítulos anteriores, como instrumentos de política, ferramentas de mercado e de apoio à tomada de decisão,

1. <https://www.bpbes.net.br/produto/dialogos/>

práticas de conservação e gestão ou acordos internacionais e regionais. Analisa as alternativas de arranjos institucionais para a governança em diferentes escalas temporais e espaciais, além dos desafios para a conservação e o uso sustentável em setores-chave e os caminhos para a integração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nas estratégias de desenvolvimento do país. O capítulo identifica os ambientes favoráveis e as limitações para as adaptações de políticas, bem como as lições aprendidas, incluindo soluções e métodos para aumentar as chances de sucesso das iniciativas e aspectos que ainda permanecem como obstáculos.

1.1. MARCO CONCEITUAL

A IPBES foi criada em 2012 com a missão de reforçar a interação entre a ciência e a política para a conservação e o uso sustentável da biodiversidade, o bem-estar humano e o desenvolvimento sustentável. Para tanto, envolve cientistas e outros detentores de conhecimento em um esforço transdisciplinar internacional de revisão, análise e avaliação de informações relevantes produzidas mundialmente para a compreensão da biodiversidade, dos serviços ecossistêmicos e do bem-estar humano. Para facilitar a interação com políticas, a IPBES desenvolveu e adotou seu marco conceitual (Figura 1.1) que estabelece uma linguagem comum para as variáveis que serão o foco dos diagnósticos, resumindo em palavras e imagens as relações entre as pessoas e a natureza (Diaz *et al.* 2015a; 2015b). Os diagnósticos da IPBES são desenvolvidos em âmbito global ou regional, mas são construídos, em parte, com base nas relações e em propriedades que agem em escalas nacionais ou locais. Com o intuito de trabalhar em consonância com as diretrizes, os conceitos e as definições da IPBES, a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES) adota esse mesmo marco conceitual para este e todos os demais diagnósticos e relatórios temáticos que serão desenvolvidos no Brasil.

1.2. CONCEITOS E DEFINIÇÕES

Diagnóstico no âmbito da BPBES

Diagnóstico é uma avaliação crítica do estado do conhecimento sobre algum tema, neste caso biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano². Este Diagnóstico tem como base a literatura publicada em periódicos científicos, a literatura cinza (teses, relatórios de governos/ONGs) e os demais sistemas de conhecimento, como o conhecimento tradicional. Não envolve, portanto, a realização de novas pesquisas, mas uma revisão, análise e síntese do conhecimento existente. Este processo inclui a apresentação dos resultados em um formato compreensível (o STD, ver abaixo) para as partes interessadas (governos, ONGs, setor produtivo e a sociedade civil). Os diagnósticos devem desempenhar um

papel central na orientação de políticas onde há conhecimento consolidado, com menor risco de incerteza, e identificar lacunas em áreas nas quais, com o entendimento disponível, o grau de incerteza é alto e que necessitam de produção de mais conhecimento.

1.1.2. Sumário Executivo e Sumário para Tomadores de Decisão

Com exceção do capítulo 1, por ter um teor introdutório, no início dos capítulos 2 ao 5 é apresentado o Sumário Executivo que ressalta seus pontos essenciais. Ele é composto por: (i) conclusões principais do capítulo; e (ii) síntese dos itens que depois serão utilizados no Sumário para Tomadores de Decisão (STD), que compila as mensagens fundamentais deste Diagnóstico. Em última instância, o STD se baseia no Sumário Executivo de cada capítulo, mas a diferença é que o segundo destaca os pontos técnicos relevantes, e o primeiro integra e sintetiza descobertas de diferentes capítulos em pontos importantes para tomadores de decisão.

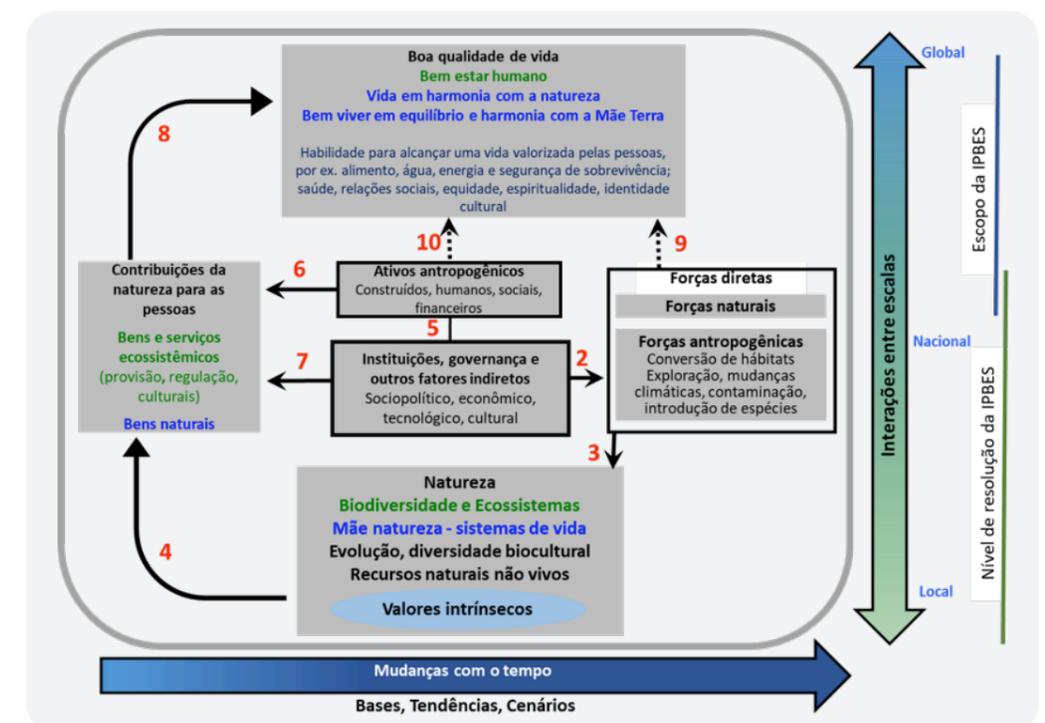


Figura 1.1. Marco conceitual da IPBES. No painel delimitado em cinza, elementos e setas indicam os aspectos da natureza e da sociedade que são o foco da IPBES. O texto em cor **preta** indica categorias que devem ser relevantes para todas as partes interessadas na IPBES, e abrangem as categorias da ciência ocidental (**verde**) e categorias equivalentes em outros sistemas de conhecimento (**azul**). As setas sólidas no painel principal indicam a influência entre os elementos; as setas pontilhadas indicam as ligações reconhecidas como importantes, mas que não são o foco da IPBES. As setas coloridas, à direita e abaixo do painel principal, indicam que as interações entre os elementos mudam ao longo do tempo e ocorrem em várias escalas espaciais. As linhas verticais à direita indicam que, embora os diagnósticos da IPBES sejam nas escalas regional ou global, eles serão em parte construídos a partir de relações e propriedades que agem em escalas mais finas. Modificado de *Conceptual framework for the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* 2013, disponível em: <https://www.ipbes.net/conceptual-framework>

2. https://www.ipbes.net/system/tdf/downloads/IPBES-4-INF-9_EN_0.pdf?file=1&type=node&id=13451

1.1.3. Diferentes dimensões da diversidade biológica, da sociodiversidade e da agrobiodiversidade

No cenário internacional, entre os anos 1960 e 1980, e no Brasil principalmente a partir de 1990, o debate sobre a crise ambiental ganhou popularidade e ultrapassou os limites acadêmicos. Diferentes segmentos da sociedade percebem que as ameaças às diversas formas de vida demandavam conhecimento e ações. O ecólogo britânico Norman Myers (1934 -) já alertava, em 1979, que a perda de espécies estava acima do esperado no processo evolutivo, sobretudo com a modificação das florestas tropicais. Para muitos, foi o alerta fundamental para adquirir e ampliar o conhecimento visando o uso mais sábio e respeitoso da natureza, balizado por políticas de conservação e desenvolvimento.

O termo “diversidade biológica” apareceu precocemente em 1968 no livro *A Different Kind of Country* de Raymond F. Dasmann (Franco 2013) e, embora o reconhecimento da variedade de espécies tenha sido objeto de muitos estudos dos séculos 19 e 20, é apenas na década de 1980 que o uso da expressão se tornou usual. No prefácio da coletânea *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective* (Michael E. Soulé e Bruce A. Wilcox 1980), o biólogo Thomas Lovejoy (1941 -) usou o termo enfatizando que a perda de espécies – derivada das ações humanas sobre os sistemas biológicos – é a questão mais fundamental de nosso tempo (Franco 2013).

Da expressão “diversidade biológica” ao termo “biodiversidade”

A palavra biodiversidade é a forma contraída de diversidade biológica que ganhou expressividade em 1987 a partir do livro organizado pelo biólogo Edward O. Wilson (1929 -). Com o título *Biodiversity*, a obra foi composta de artigos escritos por 60 especialistas no tema e reuniu a fundamentação teórica sobre biodiversidade e os desafios à sua preservação, a dependência humana da biodiversidade, valores, bem como ecologia de restauração, alternativas à destruição, políticas para proteger a diversidade, problemas atuais e perspectivas. Consolida-se a ideia de que biodiversidade vai além das definições e do âmbito puramente biológico. A obra proporcionou um importante momento de reflexão para ampliar os esforços de conservação da natureza e é também a fundamentação da governança sobre esse tema. Apesar da alta complexidade da temática abrangida, o termo biodiversidade tornou-se um conceito unificador.

A Convenção sobre Diversidade Biológica da ONU

Um marco de governança e difusão do tema para segmentos cada vez mais amplos da sociedade é, sem dúvida, a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, em 1992. Naquele evento, que reuniu lideranças de centenas de países, foi lançada a Convenção

sobre Diversidade Biológica (CDB)³. Para a CDB, diversidade biológica significa “a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte. Compreende ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas.” (CDB, Artigo 2) (Figura 1.2). Essa é também a definição legal de biodiversidade no Brasil, por meio do Decreto 2.519 de 1998 que promulgou a execução da Convenção no país. O tema foi absorvido pela mídia e os cientistas usam cada vez mais o assunto como tema de pesquisa.

A biodiversidade também é uma construção social e, nesse sentido, vários estudos têm proporcionado bases teóricas sólidas para a compreensão das relações entre diversidade cultural e biológica e de sua relevância para a manutenção desses sistemas (Posey 1982, Neves 1992, Cunha 1999). Os conhecimentos e o papel de populações tradicionais com relação a sua biodiversidade são hoje reconhecidos na CDB. A cada dois anos, dirigentes e cientistas reúnem-se para compartilhar avanços, debater fragilidades e propor metas que visem a implementação efetiva das diretrizes da CDB.



Figura 1.2. O termo biodiversidade surgiu inicialmente no contexto biológico, mas ganhou dimensões variadas, vinculando espécies a múltiplos valores, tais como cultura, economia, saúde e lazer (adaptado de Pereira *et al.* 2013).

3. <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biosseguranca/item/7513-conven%25C3%25A7%25C3%25A3o-sobre-diversidade-biol%25C3%25B3gica-cdb>

Sociodiversidade

Inclui a diversidade das culturas, das línguas, das cosmologias, da história, das técnicas, dos conhecimentos e práticas, das formas de percepção, classificação e tratamento do mundo, de comunicação, de organização social. “Essa diversidade se expressa na pluralidade de identidades que caracterizam os grupos e as sociedades que compõem a humanidade. A diversidade cultural é fonte de intercâmbios, inovação e criatividade, e é tão necessária para os seres humanos, quanto a diversidade biológica para a natureza. Portanto, constitui-se em patrimônio comum da humanidade, devendo ser reconhecida e consolidada em benefício das gerações presentes e futuras” (UNESCO 2001, art. 1o). Com o crescente reconhecimento das estreitas ligações entre diversidade biológica, social, cultural e linguística, a expressão diversidade biocultural (Maffi 2001) tem sido usada. O Brasil, além de biologicamente diverso, é também sociodiverso: considerando apenas os povos indígenas, o país abriga 305 etnias e mais de 270 línguas diferentes⁴.

Conhecimentos de povos indígenas, tradicionais e comunidades locais

São sistemas abrangentes que incluem histórias, visões de mundo, taxonomias, cosmogonias, diagnose e tratamento de doenças, técnicas de caça, de cultivo, de cozinha etc. Em particular, a observação e a experimentação minuciosas no território produzem saberes pedológicos, biológicos, etológicos, ecológicos e climáticos detalhados. Comumente, seus princípios são transmitidos de modo oral ou por aprendizado. São sistemas dinâmicos em que cada um tem regimes próprios de validação, transmissão e divulgação.

Os conhecimentos ligados à conservação da biodiversidade foram assentidos como importantes na CDB em 1992. Sua contribuição à conservação e diversificação de variedades cultivadas e à agrobiodiversidade são reconhecidas pelo Tratado Internacional sobre Recursos Genéticos para a Alimentação e Agricultura⁵ (TIRFAA/FAO). Os conhecimentos sobre as propriedades de substâncias naturais são reconhecidos e procurados pela farmacologia e indústria de cosméticos e seus saberes no domínio da ecologia são ainda pouco utilizados e difundidos. O acesso a essa ciência deve respeitar os princípios do consentimento prévio, livre e informado, bem como a repartição equitativa de benefícios.

Agrobiodiversidade

Também chamada de biodiversidade agrícola refere-se às variedades e diversidade de plantas e animais que são utilizados como alimento, ração animal, fibras,

4. <http://www.funai.gov.br/index.php/indios-no-brasil/quem-sao>

5. <http://www.fao.org/plant-treaty/en/>

combustível e para fins medicinais, bem como os parentes silvestres desses organismos. Resulta da interação entre ambiente, recursos genéticos e o manejo de agroecossistemas por diferentes sociedades humanas. Também inclui as espécies que contribuem para a produção da própria agrobiodiversidade (como microrganismos do solo, predadores, polinizadores), presentes nos ambientes que sustentam os agroecossistemas (agrícolas, pastoris, florestais e aquáticos) e a diversidade desses sistemas em si. Os sistemas de conhecimento local (como indígena, quilombola, pantaneiros etc.) que lhe dão origem são considerados partes integrantes da agrobiodiversidade (FAO 1999). A diversidade de espécies e as variedades cultivadas estão sujeitas a processos de erosão genética pela preponderância de sistemas agrícolas de monocultura, gerando preocupações com a segurança alimentar.

1.1.4. Serviços Ecosistêmicos & Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP)

O Brasil possui cerca de 2 milhões de espécies – ou 10% da diversidade global – (Lewinsohn & Prado 2005) que, para manterem o seu metabolismo, precisam de uma fonte de energia (como o sol ou outros organismos por intermédio da alimentação de plantas, da predação ou da decomposição), além de água e de nutrientes. Esses fluxos de materiais e de energia entre os organismos e seu ambiente físico e biológico constituem um sistema interativo e em constante mudança (MEA 2005) a partir do qual emergem as funções ecosistêmicas. Essas funções existem independentemente do uso, demanda ou valorização social que nós humanos façamos delas, mas passam a ser consideradas “serviço” quando a função apresenta um potencial para fins humanos (Huetting *et al.* 1998). Portanto, para os Diagnósticos da BPBES, considera-se que serviços ecosistêmicos são benefícios que o ser humano obtém dos ecossistemas (MEA 2005), derivados, direta ou indiretamente, das funções ecosistêmicas (de Groot 1992) (Quadro 1.1).

Os serviços ecosistêmicos podem ser classificados em: (i) Provisão: produtos obtidos diretamente dos ecossistemas naturais ou seminaturais (agricultura), como alimentos e fibras, recursos genéticos, produtos bioquímicos e medicinais, recursos ornamentais e água; (ii) Regulação: se relacionam às características regulatórias dos processos ecosistêmicos, como manutenção da qualidade do ar, regulação climática, controle de erosão, purificação da água, regulação de pragas na agricultura, polinização e mitigação de danos naturais; (iii) Cultural: emergem da interação íntima das sociedades com o meio natural, como valores religiosos e espirituais, geração de conhecimento (formal e tradicional), valores educacionais; (iv) Suporte: são necessários à produção dos demais serviços ecosistêmicos, como a produção de oxigênio atmosférico, a formação e retenção de solo, a ciclagem de nutrientes e da água e a provisão de habitat. Os impactos dos serviços de suporte sobre o homem são indiretos ou ocorrem em longo prazo, sendo mais difícil de serem percebidos (MEA 2005).

No marco conceitual da IPBES (Figura 1.1), os serviços ecossistêmicos recebem abordagem mais ampla incluindo outras visões de mundo e o relacionamento do homem com a natureza. São então definidos como Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP, que advém do termo inglês *Nature's Contributions to People*) que se referem a “todas as contribuições positivas, ou benefícios e, ocasionalmente, contribuições negativas ou perdas, que as pessoas obtêm da natureza” (Pascual *et al.* 2017).

1.2.5. Valores e valoração segundo a IPBES⁶

Atualmente, a estrutura e o funcionamento dos modelos de governança, das instituições e das políticas raramente consideram os diversos conceitos de valores da natureza e de seus benefícios. O marco conceitual da IPBES (Figura 1.1) inclui diferentes visões de mundo, bem como formas de utilizar os recursos, que levam às variadas conceptualizações de valor e asseguram a boa qualidade de vida.

Sob a perspectiva da ciência de sustentabilidade, a valoração deve refletir tal diversidade de forma pluralista e não se restringir a uma ótica monista. Deve ainda exprimir a importância dos atributos da diversidade biológica, em vez de lançar mão de uma hierarquização das preferências utilitaristas de consumidores para os bens e serviços derivados da natureza (Pascual *et al.* 2017). Isto não quer dizer que a valoração monetária não possa contribuir com uma avaliação dos serviços ecossistêmicos. Porém, estes instrumentos de valoração econômica da natureza e seus serviços devem estar integrados com outras formas de valoração. Estas outras formas incluem aquelas desenvolvidas pela etnociência baseadas nos depoimentos e sistemas de classificação dos sujeitos, assim como por intermédio de processos deliberativos e de multicritério de valoração associadas aos meios participativos (Quadro 1.2). Estas diferentes formas de valorar podem contribuir de maneira decisiva na formulação de políticas sustentáveis de governança.

1.2.6. Por que Cenários??

Cenários são representações ou simulações de possíveis futuros para um ou mais componentes de um determinado sistema de estudo, ou então diversas opções de gestão e política pública (IPBES 2016), em função de diferentes tipos de tomada de decisão no presente. São particularmente úteis quando há muita

6. Em sua 5ª Plenária, a IPBES recomendou uma avaliação completa sobre os diversos conceitos de valor da natureza e seus benefícios e indica a utilização de seu guia disponível em: www.ipbes.net/system/tdf/downloads/IPBES-4-7_EN.pdf?file=1&type=node&id=13372. A BPBES utilizou este guia no presente diagnóstico.

7. Summary for Policy Makers (SPM) do Diagnóstico de Cenários e Modelos da IPBES, disponível em: www.ipbes.net/system/tdf/downloads/IPBES-4-4_EN.pdf?file=1&type=node&id=13336

QUADRO 1.1

Qual a diferença entre Serviços Ecossistêmicos e Serviços Ambientais?

Na literatura internacional, o termo utilizado nas últimas décadas tem sido **Serviços Ecossistêmicos**. Contudo, na América Latina e especificamente no Brasil, o termo Serviços Ambientais (Prado, 2014) também é utilizado para designar especificamente os serviços prestados pela natureza que decorrem de alguma intervenção humana (manejo conservacionista, restauração ambiental etc.) e que por fim resulta no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Além disso, nos sistemas de compensações ambientais, como o Pagamento por Serviços Ambientais, ou na Legislação e Políticas Públicas em geral, o termo serviços ambientais é utilizado. Entretanto, para efeitos deste Diagnóstico, e considerando sua popularidade nacional e internacional, utilizaremos somente o termo Serviços Ecossistêmicos.

Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP)

A natureza e suas contribuições para a boa qualidade de vida são percebidas e valorizadas de formas claramente diferentes e muitas vezes conflitantes (Daily *et al.* 2000). Considerando esses diversos aspectos culturais e sociais dos diferentes povos do mundo, especialistas no âmbito da IPBES têm refletido sobre o amadurecimento do conceito de Serviços Ecossistêmicos e, recentemente, passaram a utilizar “Contribuições da natureza para as pessoas” (NCP, na sigla em inglês). Esta nova proposta incorpora em sua abordagem o conceito utilizado no Millennium Ecosystem Assessment (MEA) sendo, pois, mais inclusivo. Mas CNP é, acima de tudo, o resultado de mais de uma década de pesquisa, amadurecimento e progresso no pensamento transdisciplinar, incluindo uma crescente contribuição das Ciências Sociais e de outros sistemas de conhecimento tradicionais e científicos.

QUADRO 1.2

Como uma mesma CNP é valorada por diferentes sistemas de conhecimento: gêneros alimentícios

Considerando as diversas formas de valores da CNP para informar políticas e práticas cotidianas, uma ênfase pode ser colocada, por exemplo, na provisão dos gêneros alimentícios e nos alimentos para animais, na proteção dos processos evolutivos da biodiversidade e no funcionamento contínuo dos ecossistemas, ou na honra à Terra como uma vida sagrada, ou ainda na manutenção de relações harmônicas entre as pessoas e a natureza. Os agricultores podem valorar os alimentos que produzem de diferentes maneiras: por considerá-los uma commodity do mercado, que produz apenas um benefício financeiro, ou como parte integral da manutenção da sua identidade cultural e da sua autodeterminação. Além disso, os mesmos agricultores podem ter percepções conflitantes e em transformação sobre os alimentos que produzem (Pascual *et al.* 2017): produtores rurais geralmente preferem alimentar-se das suas hortas familiares do que se expor aos agroquímicos que eles próprios aplicam aos produtos que vão para o mercado.

incerteza sobre as tendências futuras ou sobre o tipo de manejo a ser empregado, permitindo uma análise comparativa das potenciais consequências das alternativas.

Os cenários podem ser usados em momentos distintos da tomada de decisão, desde uma fase inicial, mais exploratória, até uma fase final, de avaliação de ações já implementadas, passando por uma fase de planejamento das possíveis intervenções. Neste Diagnóstico consideramos quatro tipos de cenários (IPBES 2016b): **i) cenários exploratórios:** que exploram diversas narrativas ou tendências (e.g. mudanças econômicas, políticas ou populacionais), usualmente comparando essas alternativas com o cenário *business-as-usual*, que seria a manutenção da tendência passada; **ii) cenários de meta:** definem uma meta para ser alcançada no futuro (como as metas de Aichi/CDB), e então parametrizam diferentes condições iniciais do sistema (os cenários) para se chegar a essa meta; **iii) cenários de varredura de políticas públicas:** que comparam várias alternativas de políticas públicas ou de manejo do sistema em termos de suas consequências sobre o estado da natureza e seus benefícios; e **iv) cenários retrospectivos de avaliação:** que comparam as projeções feitas a partir de cenários e modelos usados no passado com o que foi efetivamente alcançado no presente, analisando então a existência e as razões de diferenças entre esses valores. O uso de cenários vem permitindo uma tomada de decisão mais embasada e segura sobre ações que afetam a biodiversidade e seus benefícios ao homem.

1.3. PÚBLICO-ALVO DESTE DIAGNÓSTICO⁸

O engajamento do público-alvo é essencial na prática das recomendações dos diagnósticos. Para que o engajamento ocorra, é necessária uma estratégia de comunicação e público-alvo bem definida. Tal público tem atuação direta ou indireta nas áreas de biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano e pode: (i) contribuir com as atividades da BPBES por intermédio de sua experiência, especialidade, conhecimento, dados, informação e experiência em capacitação; (ii) usar ou se beneficiar dos resultados das atividades da Plataforma; (iii) encorajar e dar apoio à participação dos cientistas e detentores de conhecimento no trabalho da BPBES. Usuários potenciais dos Diagnósticos e Relatórios Temáticos estão listados abaixo (a lista não é exaustiva):

(i) Público-alvo específico: Tomadores de decisão nas áreas de biodiversidade, serviços ecossistêmicos e categorias de bem-estar humano em todas as esferas de governança: ministérios do Meio Ambiente, Energia, Indústria, Planejamento,

8. Com base na decisão IPBES 3/4: *Communications, stakeholder engagement and strategic partnership*, disponível em: www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/Decision_IPBES_3_4_EN_0.pdf

Saúde, Finanças e Agricultura, autoridades locais e assessores científicos dos tomadores de decisão. Tais usuários necessitam ser informados sobre a IPBES e a BPBES para que possam usá-las como fonte independente de conhecimento.

(ii) Público em geral: a) Comunidade científica: a IPBES e a BPBES dependem da comunidade científica para a produção de seus documentos e, portanto, devem mirar nessa comunidade para aumentar seu engajamento; associações científicas podem ser o foco como parte das atividades de divulgação; b) Indígenas e detentores de conhecimento tradicional/local; c) Indústria, Comércio e Agronegócio: é esperado que os documentos da BPBES sejam levados em conta pelo comércio e pela indústria no sentido de auxiliar a encontrar formas sustentáveis de evitar, minimizar e neutralizar os impactos nos ecossistemas; d) Profissionais em geral envolvidos na implementação dos temas BSE; e) Organizações sociais de base comunitária podem ser afetadas pela perda da biodiversidade e, portanto, precisam estar cientes das conclusões dos diagnósticos e das ferramentas de apoio às políticas; f) Organizações intergovernamentais e não governamentais; g) Imprensa, que pode auxiliar no alcance de um público maior.

1.4. POLÍTICAS PÚBLICAS NACIONAIS E INTERNACIONAIS: METAS DE AICHI E OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Em consonância com o documento “Objetivos de Desenvolvimento Sustentável” (ODS ou SDG, em inglês) e, no contexto da CDB, por meio do Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020 (associado à sua visão de futuro-2050) e das Metas de Aichi para Biodiversidade, os diagnósticos da IPBES e da BPBES avaliam as contribuições da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos para a qualidade de vida no contexto do desenvolvimento sustentável. O período analisado neste diagnóstico tem como marco zero a virada do século. Inclui, além da situação atual, as tendências até 2020 e as projeções futuras plausíveis, com foco em diferentes períodos entre 2020 e 2050 que contemplem datas-chave relacionadas ao Plano Estratégico para a Biodiversidade e aos ODS.

O Plano Estratégico para a Biodiversidade e as Metas de Aichi fornecem uma estrutura global base para ações efetivas e urgentes que impeçam a perda de biodiversidade. O intuito é que, em 2020, os ecossistemas continuem fornecendo serviços essenciais, assegurando a variedade de vida no planeta e contribuindo para o bem-estar humano. Essas considerações também constam na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável com os respectivos ODS. Os planos de ações e as estratégias nacionais para a biodiversidade são fundamentais na implementação das Metas de Aichi. Todos esses esforços requerem interação entre os cientistas e os tomadores de decisão para os quais este diagnóstico é direcionado.

O desdobramento brasileiro da criação dos ODS foi a instituição do Grupo de Trabalho Interministerial (GTI)⁹, composto pelos ministros de Estado das Relações Exteriores, do Meio Ambiente, da Fazenda, do Desenvolvimento Social e Combate à Fome e o Chefe da Secretaria Geral da Presidência da República. O GTI tem o intuito de estabelecer os elementos orientadores para a participação do Brasil nas discussões relativas à Agenda Pós-2015 (MRE 2014) e também de determinar as etapas para desenvolver estratégias de internalização da Agenda 2030 no país. Além do processo de definição de indicadores nacionais de desenvolvimento sustentável, o Brasil está liderando, por meio do IBGE, as discussões sobre indicadores globais no âmbito das Nações Unidas (*Sustainable Development Knowledge Platform* 2017).

Em relação às obrigações assumidas pelo país na CDB, o governo federal instituiu em 1994 o Programa Nacional da Diversidade Biológica (Pronabio) (PRONABIO 1994)¹⁰. As ações do Pronabio são aprovadas pela Comissão Nacional de Biodiversidade (Conabio), fórum responsável pela definição de diretrizes para implementação do Pronabio e da Política Nacional de Biodiversidade (PNB).

A PNB¹¹ inclui tópicos como o nível de adequação da legislação brasileira à CDB, a síntese do estado da arte do conhecimento sobre a biodiversidade brasileira, a análise comparativa de estratégias nacionais de biodiversidade de 46 países e a síntese de registros sobre o conhecimento tradicional associado à biodiversidade (MMA). Seus princípios se baseiam tanto na CDB quanto na Declaração do Rio, ambas de 1992. Dentre outras legislações específicas, este Diagnóstico também dialoga, por exemplo, com a Política Nacional de Meio Ambiente (Brasil 1981), o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil 2000), a Lei da Mata Atlântica (Brasil 2006), a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais (Brasil 2007) e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa ("Novo Código Florestal" – Brasil 2012). Cabe destacar, ainda, o diálogo com políticas setoriais de outras áreas, tais como a Lei de Agrotóxicos (Brasil 1989), a Política Agrícola (Brasil 1991), a Lei de Recursos Hídricos (Brasil 1997), a Política Nacional de Biossegurança (Brasil 2005) e o Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (Brasil 2012).

9. Portaria Interministerial N° 116, de 19 de fevereiro de 2014

10. Decreto 1.354, de 29 de dezembro de 1994

11. Decreto nº 4.339/2002

1.5. UNIDADES DE ANÁLISE UTILIZADAS PELA BPBES

Para fins deste Diagnóstico, as unidades de análise serão os biomas definidos pelo IBGE (2004)¹², além das zonas costeira e marinha, águas interiores, áreas de uso intensivo e áreas urbanas. Há uma diferença conceitual entre domínio morfoclimático (Ab'Saber 1970) e bioma (Coutinho 2006), sendo o primeiro mais amplo tanto espacialmente quanto conceitualmente, abrangendo a heterogeneidade dos ambientes. Porém, optamos por utilizar bioma por ser amplamente aceito e compreendido, e incluímos nessa abordagem as formações vegetacionais e os ecossistemas associados como heterogeneidades dos respectivos biomas. Para os cálculos de porcentagem das áreas de cobertura dos biomas, utilizamos como referência 8.515.759 km² (IBGE 2017); para a população nacional, adotamos como referência 240.450.649 pessoas (IBGE 2015)¹³; para as unidades de conservação (UCs) de uso sustentável e de proteção integral federais, bem como os Territórios de Ocupação Tradicional e Indígenas (TIs), utilizamos a base de dados do Instituto Socioambiental (ISA 2017)¹⁴. As demais particularidades estão descritas em cada unidade abaixo.

1.5.1. Bioma Amazônia

A Amazônia Legal¹⁵, em sua forma atual, soma 61% do território nacional (SUDAM 2009) com 27.642.363 habitantes (IBGE 2015) e imensa diversidade social e cultural envolta pelo mosaico de ecossistemas que incluem Floresta Tropical Úmida de Terras Baixas (Floresta Ombrófila Densa), Floresta Tropical Paludosa, Pantanosa (Matas de Igapó), Floresta Tropical Seca (Floresta Estacional Semidecidual e Decidual), Savana Seca e Estépica (Cerrado), Vegetação de Mangue acima do nível da maré alta, Campos de Altitude (como refúgio vegetacional) e a Campinarana. Dos 305 povos indígenas que vivem no Brasil, aproximadamente 190 estão parcial ou totalmente dentro dos limites da Amazônia, onde estão ainda 442 comunidades quilombolas (42% das comunidades reconhecidas no Brasil) e cerca de 2 milhões de pessoas, apenas considerando os estados do Amazonas e Pará, vivendo em áreas úmidas onde desenvolvem atividades em pequena escala, como pesca, agricultura e criação de animais (ISA 2017 a,b, Piedade *et al.* 2012). O número preciso de espécies da Amazônia é ainda desconhecido, mas a região apresenta 183 espécies de animais ameaçadas de extinção, sendo 122 endêmicas (ICMBio 2014), e 86 espécies de plantas ameaçadas (Loyola *et al.* 2014).

12. <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>

13. ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2015/estimativa_TCU_2015_20170614.pdf

14. <https://uc.socioambiental.org/c%C3%B4mputos/brasil/biomas-bacias-hidrogr%C3%A1ficas-fiotofisionomias>

15. Definida pela Lei 1.806 de 06 de janeiro de 2012 (abrange área maior que o bioma Amazônia – ver quadro abaixo)

AMAZÔNIA EM NÚMEROS

- **Área original do bioma:** 4,2 milhões km²
- **Ocupação do território nacional:** 4,9%*
- **Estados da Federação:** AC, AP, AM, MT, PA, RO, RR, TO e parcialmente MA
- **População humana:** 27 milhões (13,5% da população nacional)
- **Cobertura vegetal nativa remanescente:** 3,5 milhões km² (82%)
- **Área total protegida:** 2,19 milhões km² (43,9%)
 - UCs de proteção integral: 443.988 km² (8,9%)
 - UCs de uso sustentável: 730.270 km² (14,6%)
 - Terras Indígenas: 1,020 milhões km² (20,4%)
- **Biodiversidade:** Flora: 12.354; Fauna de vertebrados: 9.201
- **Espécies ameaçadas:** Flora: 86; Fauna: 183
- **Principais espécies invasoras**
 - Espécies de plantas:** não há dados confiáveis
 - Espécies de animais:** não há dados confiáveis
- **Sociodiversidade:** 190 povos indígenas estão parcialmente ou totalmente dentro dos limites da Amazônia Legal.
- **Principais vetores de modificação:** Desmatamento para plantações de soja e criação de gado em grande escala, degradação florestal por exploração madeireira, incêndios florestais, mineração, expansão de estradas, criação de barragens e hidrelétricas, crescimento populacional.

*Não inclui Amazônia Legal

1.5.2. Bioma Caatinga

A Caatinga ('mata-branca' em Tupi-Guarani) ocupa 11% do território brasileiro e caracteriza-se pelo clima semiárido com temperaturas relativamente elevadas (média anual de 23–27°C), baixas precipitações (300–1000 mm/ano) e distribuição irregular das chuvas. Essa adversidade sustenta uma população de 28 milhões de pessoas com os piores indicadores socioeconômicos do Brasil: 45,5% dos 500 menores IDH¹⁶ municipais estão na região da Caatinga (CNRBC 2004). Incluem-se nesta população vários povos indígenas, além do sertanejo, marcado por estratégias de convivência com a seca como a típica vestimenta de couro, fundamental para se mover pela vegetação espinhosa (da Cunha, 1902). Os registros mais antigos de povos pré-históricos no Brasil (20 mil anos) são também da Caatinga (Lahaye *et al.* 2013).

16. Índice de Desenvolvimento Humano

As Florestas e Arbustais Tropicais Sazonalmente Secos (FATSS), o Cerrado, os Campos Rupestres (nas montanhas da Chapada Diamantina acima de 900 m) e as Florestas Tropicais Úmidas (em algumas encostas mais chuvosas) sustentam ainda 183 espécies de mamíferos, 548 aves, 224 répteis, 98 anfíbios, 386 peixes e 221 abelhas (Queiroz *et al.* 2017; Silva *et al.* 2017). Estima-se que cerca de 20% das 3.150 espécies de plantas da Caatinga sejam endêmicas (Queiroz *et al.* 2017).

CAATINGA EM NÚMEROS

- **Área original do bioma:** 912,5 mil km²
- **Ocupação do território nacional:** 11%
- **Estados da Federação:** AL, BA, CE, MA, PE, PB, RN, PI, SE, MG
- **População humana:** 28 milhões (13,7% da população nacional)
- **Cobertura vegetal nativa remanescente:** 57%
- **Área total protegida:** 11,1 mil km² (1,3%)
 - UCs de proteção integral: 7,2 mil km² (0,85%)
 - UCs de uso sustentável: 449,5 km² (0,05%)
 - TIs: 3,5 mil km² (0,4%)
- **Biodiversidade:** Flora: 3.150; Fauna de vertebrados: 1.439
- **Endemismos:** Flora: 724; Fauna: 332
- **Espécies ameaçadas:** Flora: 253; Fauna: 136
- **Principais espécies invasoras**
 - Espécies de plantas:** algaroba (*Prosopis juliflora* – Leguminosae); *Calotropis procera*, *Cryptostegia madagascariensis* (Apocynaceae)
 - Espécies de animais:** não há dados confiáveis
- **Sociodiversidade:** sertanejos e as etnias Kaimbé, Kantaruré, Kiriri, Payaku, Pankararé, Tumbalalá, Tuxá e Xucuru-Kariri.
- **Principais vetores de modificação:** conversão do uso da terra para agropecuária, extração de lenha e carvão (uso doméstico e industrial), salinização do solo e corpos d'água por projetos de irrigação, desertificação.

1.5.3. Bioma Cerrado

Considerado a maior savana tropical fora da África (MMA 2014), o Cerrado ocupa 24% do Brasil e está ameaçado por uma taxa de desmatamento 2,5 vezes maior que a da Amazônia (Strassburg *et al.* 2017). Em regiões como a Matopiba¹⁷ o cenário piora: até 2010, 60% da cobertura original havia sido convertida (MMA 2014)

17. Cerrado dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia

trazendo consequências para as emissões de gases de efeito estufa e mudanças no regime de queimadas (Bustamante *et al.* 2012). Essas mudanças são agravadas pela baixa proteção do bioma (8,2%), colocando em risco 12 mil espécies de plantas, 850 aves (metade das espécies brasileiras) e 200 espécies de mamíferos, incluindo o lobo-guará e o tatu canastra (Aguiar *et al.* 2015). O Cerrado contribui para o abastecimento de rios como o São Francisco, o Amazonas e o Araguaia, representando 14% da produção hídrica superficial brasileira (Lima & Silva 2005). Ao longo desses rios, as matas ripárias cumprem função na produção e manutenção da qualidade da água, o que equivale a um custo cerca de 100 vezes menor que o do tratamento da água obtida em áreas desmatadas (Aguiar *et al.* 2015). As populações indígenas atuais herdaram a cultura dos primeiros habitantes (MMA 2014), mas outras comunidades têm igualmente estreita relação incluindo quilombolas, geraizeiros, quebradeiras de coco babaçu, ribeirinhos e vazanteiros.

CERRADO EM NÚMEROS

- **Área original do bioma:** 2 milhões km²
- **Ocupação do território nacional:** 24%
- **Estados da Federação:** GO, TO, MT, MS, MG, BA, MA, PI, RO, PR, SP, DF, AP, RR e AM
- **População humana:** 25 milhões (15% da população nacional)
- **Cobertura vegetal nativa remanescente:** 55%
- **Área total protegida:** 162,4 mil km² (8,2%)
UCs de proteção integral: 5.600 km² ou 2,8%
UCs de uso sustentável: 9.500 km² ou 5,3%
TIs: 8.800 km² ou 4,3%
- **Biodiversidade:** Flora: 12.070; Fauna de vertebrados: 1.050
- **Espécies ameaçadas:** Flora: 645; Fauna: 307
- **Principais espécies invasoras**
Espécies de plantas: Melinis minutiflora, Andropogon gayanus e as braquiárias Urochloa decumbens e U. brizantha
Espécies de animais: não há dados confiáveis
- **Sociodiversidade:** mais de 80 etnias, dentre estas Ava-Canoeiro, Tapuia, Karajá, Krahô, Xavante, Xerente, Tapirapé, Carajás.
- **Principais vetores de modificação:** conversão do uso da terra para agricultura (especialmente monocultura de grãos) e pecuária.

1.5.4. Bioma Mata Atlântica

A Mata Atlântica estende-se do nível do mar até 2.800 m de altitude (Oliveira-Filho *et al.* 2006) englobando as florestas semidecidual e decidual, as ombrófilas densa, aberta e mista, além dos campos de altitude, restingas e manguezais. Sua área de manguezais é a segunda maior do mundo (17.416 km²) (Hamilton & Casey 2016) e sustenta mais de 1 milhão de pessoas (MMA 2010), especialmente por ser berçário de 70% dos recursos pesqueiros de interesse comercial (Odum & Heald 1972). No bioma vivem quilombolas, populações costeiras tradicionais e cerca de 20 povos indígenas (ISA 2017) que possuem o domínio cultural e ecológico de várias das 20 mil espécies de plantas (40% endêmicas), incluindo 65% das espécies de bambus neotropicais (Filgueiras & Gonçalves 2004), 312 espécies de mamíferos (15% endêmicas), 936 aves (16%), 306 répteis (31%), 516 anfíbios (63%) e 350 peixes de água doce (38% endêmicas) (Mittermeier *et al.* 2011).

MATA ATLÂNTICA EM NÚMEROS

- **Área original do bioma:** 1,3 milhão km²
- **Ocupação do território nacional:** 13%
- **Estados da Federação:** AL, BA, CE, ES, GO, MG, MS, PB, PE, PI, PR, RJ, RN, RS, SC, SE e SP
- **População humana:** 120 milhões (60% da população nacional)
- **Cobertura vegetal nativa remanescente:** 28%
- **Área total protegida:** 11%
UCs de proteção integral: 3,4%
UCs de uso sustentável: 6,9%
TIs: 0,7%
- **Biodiversidade:** Flora: 16.146; Fauna: 2.420
- **Espécies ameaçadas:** Flora: 1.544; Fauna: 598
- **Principais espécies invasoras**
Espécies de plantas: não há dados confiáveis
Espécies de animais: não há dados confiáveis
- **Sociodiversidade:** etnias Guarani Nandeva, Potiguara, Pataxó, Tremembé, Karapotó, Tupinambá, Kaingang, Terena, Kadiweu, Wassu, Krenak, Kaiowa e Tupiniquim, além de quilombolas e populações costeiras tradicionais.
- **Principais vetores de modificação:** aquicultura, especulação imobiliária e atividades turísticas não controladas nas zonas marinhas e costeiras; conversão do uso da terra para agropecuária, extrativismo e urbanização; e mudanças climáticas.

Incluindo os povos não tradicionais, 120 milhões de pessoas habitam a Mata Atlântica (IBGE 2010) contribuindo com 70% do PIB¹⁸ e 2/3 da economia industrial (Martinelli *et al.* 2013). Apesar dos números expressivos, menos de 15% do bioma está protegido (especificamente 10,3% se as Terras Indígenas/Tis não forem incluídas; ver quadro a seguir) e, somado os baixos padrões de bem-estar humano (Scarano & Ceotto 2015), a Mata Atlântica é um dos três *hotspots* de biodiversidade mais vulneráveis às mudanças climáticas (Béllard *et al.* 2014).

1.5.5. Bioma Pampa

O Pampa, considerado bioma apenas em 2004, é um termo quéchua para “planície” referindo-se às paisagens abertas e planas que dominam grandes porções. O bioma abrange a porção norte de uma região predominantemente campestre que inclui o Uruguai, parte da Argentina e um pequeno trecho do Paraguai (Overbeck *et al.* 2007). Além dos campos, o Pampa engloba ainda floresta estacional decidual, florestas ao longo dos rios na área limite com a Mata Atlântica (Oliveira-Filho *et al.* 2015), afloramentos rochosos e formações mais restritas como os butiazais. Na região estão presentes pelo menos três povos indígenas diferentes (mais de 5 mil pessoas – ISA 2017) e a figura do gaúcho, cujo estilo de vida está profundamente atrelado à lida do gado e à vida campeira (Assunção 2007). O bioma Pampa tem alta aptidão para a pecuária extensiva e, desde que feita com adequada lotação de animais, esta atividade é compatível com a preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados – como a recarga dos aquíferos ou a manutenção de polinizadores nativos –, além do serviço economicamente mais importante, a produção de forragem para a criação de gado (Nabinger *et al.* 2009; Pillar *et al.* 2015). Contudo, entre 1975 e 2005, o campo nativo perdeu 32,9% da sua extensão enquanto a área de lavouras aumentou cinco vezes (total em 2015: 1.986.976 ha) e a área de plantios florestais quase triplicou (519.882 ha em 2015) (Oliveira *et al.* 2017).

PAMPA EM NÚMEROS

- **Área original do bioma:** 176,5 mil km²
- **Ocupação do território nacional:** 2%
- **Estados da Federação:** RS
- **População humana:** 6,25 milhões (3% da população nacional)
- **Cobertura vegetal nativa remanescente:** 26%
- **Área total protegida:** 5.754 km² (3,4%)
 - UCs de proteção integral: 1.206 km² (0,7%)
 - UCs de uso sustentável: 4.522 km² (2,7%)
 - TIs: 26,3 km² (0,02%)
- **Biodiversidade:** Flora: 2.215; Fauna: não há dados confiáveis
- **Espécies ameaçadas:** Flora: 120; Fauna: 79
- **Principais espécies invasoras**
 - Espécies de plantas:** capim-annoni (*Eragostis plana*), pinus (*Pinus sp.*), tojo (*Ulex europaeus*), braquiária (*Urocloa sp.*), grama-bermuda (*Cynodon dactylon*)
 - Espécies de animais:** javali (*Sus scrofa*), lebre europeia (*Lepus europaeus*), cervo chital (*Axis axis*), rã-touro (*Lithobates catesbeianus*)
- **Sociodiversidade:** índios Tupi-Guarani (com etnias Tapes, Carijós, Arachanes, Guainás, Guenoas, Minuanos e Charruas) e Kaingang.
- **Principais vetores de modificação:** conversão do uso da terra para lavouras (principalmente soja e arroz) e silvicultura (monoculturas de espécies exóticas).

1.5.6. Bioma Pantanal

O Pantanal é a sexta maior área úmida contínua da Terra e alcança territórios da Bolívia e Paraguai, embora a maior parte seja brasileira. Com clima sazonal (temperatura média de 25°C – Keddy *et al.* 2009), o bioma é constituído por extensa planície cercada de serras e platôs com o Rio Paraguai como principal eixo de drenagem. Sua inundação ocorre pela combinação de chuvas com as águas que extravasam dos seus afluentes, como os rios Cuiabá, Negro e Nabileque. Florestas, capões, cordilheiras, campos secos e inundáveis, baías, salinas, brejos e corixos são algumas fisionomias da região (Scremin-Dias *et al.* 2011, Sabino & Krause 2014) que, embora heterogênea, não abriga número expressivo de espécies endêmicas (Junk *et al.* 2006, Lourival *et al.* 2000). A maior parte das 535 espécies da fauna (Hannibal *et al.* 2015, Nunes 2011, Ferreira 2017, Souza 2017, Britski *et al.* 2007, Froehlich *et al.* 2017) e 157 espécies da flora (Flora do Brasil 2017) são originárias dos biomas que o cercam: Floresta Amazônica, Mata

18. Produto Interno Bruto

Atlântica, Cerrado e Chaco. No Pantanal vivem comunidades tradicionais, como indígenas (Guatós, os índios canoeiros), quilombolas e ribeirinhos que, ao longo do tempo, influenciaram na caracterização cultural da população. Porém, mesmo com patrimônio natural exuberante e considerado um sítio da Convenção de Ramsar sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Willink *et al.* 2000), o bioma não se livrou de ameaças. A conversão de habitat pela agropecuária ocorre tanto nos planaltos adjacentes como na planície, sendo a pastagem sua forma mais usual e intensa (WWF 2016).

PANTANAL EM NÚMEROS

- **Área original do bioma:** 150,3 mil km²
- **Ocupação do território nacional:** 1,8%
- **Estados da Federação:** MT e MS
- **População humana:** 399,3 mil (0,2 % da população nacional)
- **Cobertura vegetal nativa remanescente:** 73%
- **Área total protegida:** 9,6 km² (6,5%)
 - UCs de proteção integral: 4,4 mil km² (3%)
 - UCs de uso sustentável: 2,5 mil km² (1,7%)
 - TIs: 2,7 mil km² (1,8%)
- **Biodiversidade:** Flora: 1577; Fauna: 1.117
- **Espécies ameaçadas:** Flora: 21; Fauna: 36
- **Principais espécies invasoras**
 - Espécies de plantas:** gramíneas forrageiras/braquiária (*Urocloua spp*)
 - Espécies de animais:** javali (*Sus scrofa*)
- **Sociodiversidade:** etnias Kadiwéu, Guatós, Terena, Kinikinaos e Paiguás (esses últimos, extintos);
- **Principais vetores de modificação:** conversão do uso da terra para agropecuária, projetos de infraestrutura como Pequenas Centrais Hidroelétricas (PCHs) e retificação do canal do Rio Paraguai.

1.6. BIODIVERSIDADE, SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E BEM-ESTAR HUMANO NOS BIOMAS CONTINENTAIS

Soluções para desafios complexos, como a redução da pobreza, as mudanças climáticas e a crise da biodiversidade, exigem abordagens transdisciplinares já que essas questões estão inter-relacionadas (Bourne *et al.* 2016; Scarano 2017). De fato, muitas delas são coletivamente abordadas pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (Folke *et al.* 2016). Contudo, ainda que promissora, a

pesquisa brasileira que conecta esses três eixos – biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano – permanece ainda tendenciosa (Figura 1.3).

A abordagem conceitual de serviços ecossistêmicos em artigos científicos elaborados no país é recente. O primeiro trabalho foi publicado em 2007 e, embora o número de estudos tenha aumentado 15 vezes desde então, a maioria (43,3%) ainda parte do princípio de que a biodiversidade garante os serviços ecossistêmicos, ao invés de avaliar diretamente a relação causa-efeito. A segurança hídrica, por exemplo, é fundamental para a agricultura, a indústria e o abastecimento humano e pode afetar várias atividades econômicas no país (Pires *et al.* 2017), mas somente 8,5% dos estudos abordaram a importância e a conservação dos corpos hídricos. Outro caso são os estudos que exploram os efeitos da degradação do uso da terra na abundância de espécies dispersoras e polinizadoras, mas não estabelecem os impactos diretos do declínio desses vetores sobre a segurança alimentar. Em relação aos serviços culturais, o viés é ainda mais forte: eles representam apenas 7,7% de todos os serviços ecossistêmicos medidos, apesar da relevância potencial, por exemplo, do ecoturismo no país (Bessa *et al.* 2017; Brancalion *et al.* 2014).

Se por um lado o bem-estar humano é melhor acessado em escala local, observando a percepção do indivíduo sobre os efeitos da conservação da natureza (Brancalion *et al.* 2014), por outro os benefícios das ações locais de conservação podem melhorar os meios de subsistência das pessoas e os serviços ecossistêmicos em escalas maiores (Fedele *et al.* 2017). Assim, a pesquisa em biodiversidade deve considerar esses debates entre as diferentes escalas para fortalecer sua importância do ponto de vista local para o global e vice-versa (Scarano 2017).

Serviço ecossistêmico é um conceito-chave para a compreensão das interdependências sociais entre múltiplos atores, capaz de ajudar a construir pontes entre as ciências naturais e sociais e entre estas e os tomadores de decisão (Braat & de Groot 2012; Barnaud *et al.* 2018). Neste sentido, e dada sua riqueza cultural e biológica, o Brasil tem a oportunidade de colocar a conservação da biodiversidade e o uso sustentável no centro de seu processo de desenvolvimento, de modo a promover o bem-estar humano (Scarano *et al.* 2012; Strassburg *et al.* 2017). Essa abordagem pode se beneficiar de um incentivo mais forte das agências governamentais de financiamento e de uma maior interlocução entre a academia e o setor privado, criando um ambiente favorável para o diálogo transdisciplinar e a interação entre cientistas de diferentes áreas de especialização.

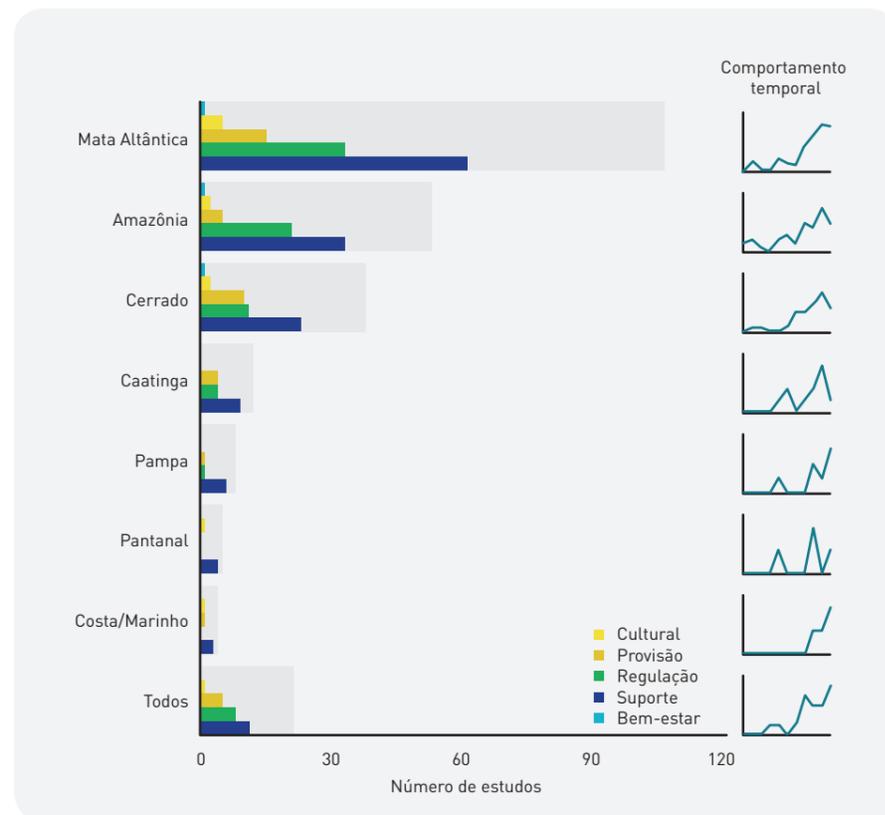


Figura 1.3. Vieses na pesquisa em biodiversidade e serviços ecossistêmicos em cada bioma brasileiro. Os gráficos de linhas no painel direito mostram o comportamento temporal (de 2007 até 2017) de tais estudos para cada categoria estabelecida desde o primeiro estudo registrado (Adaptado de Pires *et al.* 2018).

1.7 OUTRAS UNIDADES DE ANÁLISE

1.7.1. Zona Costeira e Marinha

A região costeira e oceânica do Brasil se estende por ~8.500 km no litoral, avançando pela Zona Econômica Exclusiva (ZEE) em uma área de ~3,6 milhões de km² e outros 900 mil km² foram pleiteados (desde áreas da plataforma continental até 350 milhas náuticas) (Marinha do Brasil 2017). A região tem grande complexidade geográfica: abrange do clima equatorial ao temperado, está sob influência de três grandes correntes marinhas (Norte do Brasil, Brasil e Malvinas), possui inúmeros estuários, ampla batimetria (do entremarés às áreas batiais), diferentes tipos de fundos (rochosos, biogênicos, não consolidados), além de zonas insulares como Trindade, Fernando de Noronha, Atol das Rocas e São Pedro & São Paulo.

Do ponto de vista socioeconômico, a região é contígua a 16 áreas metropolitanas que somam ~37 milhões de habitantes (19,5% da população brasileira; IBGE, 2010) incluindo tribos de diversas etnias, como os Karipuna do Amapá, Potiguara,

Kariri Xokó, Pataxó, Tupinambá, Tupiniquim e Guarani, além de quilombolas e comunidades tradicionais litorâneas. Há grande atividade industrial, de geração de energia (e.g., Centrais Nucleares de Angra dos Reis) e de navegação, com 80 portos e terminais públicos e privados (Marinha do Brasil 2017). Outros interesses econômicos na exploração dessa região são a pesca costeira (e.g., foz do Rio Amazonas e litoral de Santa Catarina), o turismo (e.g., Região Nordeste) e a exploração de óleo e gás (e.g., bacias de Campos e Santos) e de minerais (e.g., nódulos polimetálicos na Elevação Rio Grande).

A região abrange três províncias biogeográficas (Plataforma Norte do Brasil, Atlântico Sudoeste Tropical, Atlântico Sudoeste Temperado Quente) e oito ecorregiões. Estão registradas ~4.800 espécies de eucariontes e cianofíceas, das quais cerca de 160 estão ameaçadas de extinção e várias centenas sequer possuem informação para serem avaliadas. A região marinha brasileira é um grande mosaico de ecossistemas: praias de substrato não consolidado ocorrem em todo o litoral, com predominância das de natureza lodosa na região Norte e de extensas praias arenosas no Nordeste e no Sul; áreas recifais e substratos consolidados abrigam recifes coralíneos nas regiões Norte e Nordeste (desde defronte ao Rio Amazonas até o Banco de Abrolhos; Leão *et al.* 2016; Moura *et al.* 2016) e costões rochosos ao longo de toda a costa, mas especialmente abundantes entre o Espírito Santo e Santa Catarina (Coutinho *et al.* 2016); há também vastos bancos de algas coralíneas (rodolitos) desde o Maranhão até Santa Catarina, com destaque para áreas importantes ao longo das regiões Nordeste e Sudeste (Horta *et al.* 2016); marismas e pradarias de macrófitas são pontuais, mas ocorrem desde a região Nordeste até a Sul (Copertino *et al.* 2016); águas mais profundas compreendem mais de 70% da ZEE brasileira, com geomorfologias que incluem montanhas e planícies submarinas.

Apesar da evidente e elevada importância econômica, social e biológica, apenas 1,2% da área está protegida em unidades de conservação, sendo que ínfimos 0,1% com proteção integral. Assim, além da ausência de preocupação quanto à conservação, as ameaças ao ambiente marinho brasileiro também residem na falta de planejamento das áreas urbanizadas, na sobreexploração dos estoques pesqueiros e nos impactos derivados da navegação e da exploração de gás e petróleo.

1.7.2. Águas interiores (rios, lagos e represas hidrelétricas)

Detentor de 14% da água doce da biosfera (Tundisi 2016), o Brasil não tem cuidado adequadamente desse recurso, com muitas decisões baseadas em informação de baixa qualidade técnica (Agostinho *et al.* 2005). Os ecossistemas aquáticos, além de seu importante papel no abastecimento, produção de eletricidade, navegação, transporte e recreação (Tundisi 2006), comportam grande diversidade de organismos, muitos destes endêmicos (como os peixes, Winemiller *et al.*

2016) com relevantes funções ecossistêmicas e serviços (pesca) que beneficiam diferentes setores da sociedade (Hoeinghaus *et al.* 2009, Castello *et al.* 2013, Pelicice *et al.* 2017). Entretanto, a utilização desses serviços está, frequentemente, relacionada às atividades humanas ligadas ao desenvolvimento urbano, agronegócios, uso da terra e crescente demanda por recursos naturais (Pelicice *et al.* 2017). Atividades de alto risco ambiental (represamentos, irrigação, transposição de bacias, mineração, aquicultura, sobrepesca), manipulação do ambiente com o objetivo de mitigar ou compensar impactos (controle biológico, passagens de peixes por barragens, repovoamentos) ou alterações na legislação que fomentam essas atividades e flexibilizam o uso dos recursos e do espaço (Frederico *et al.* 2016, Pelicice *et al.* 2017) resultam em ameaças à integridade desses ecossistemas. Prova disso é a elevada proporção de peixes em risco de extinção (10% – MMA 2017).

A reversão dessas tendências demanda mudanças nas práticas de produção e nas políticas públicas. Uma forma é a criação de áreas protegidas, que contribuem para a manutenção da integridade ambiental provendo habitat de refúgio para espécies (Pittock *et al.* 2008). Embora as áreas de proteção brasileiras ofereçam abrigo à biota aquática, especialmente em cursos de água menores, ressalta-se que essas são concebidas para preservar a flora e a fauna terrestres (Agostinho *et al.* 2005; Abell *et al.* 2011), sendo os maiores mananciais, geralmente situados em seus limites, carentes de resguardo. Além disso, a integridade dessas áreas maiores está sob a constante ameaça da regulação de vazão, pela expansão dos aproveitamentos hidrelétricos nas áreas mais altas da bacia, e pela invasão oculta de espécies introduzidas em outros pontos (Agostinho *et al.* 2006). Assim, as alterações nas práticas e políticas públicas devem ser baseadas no uso sustentável, considerando: (i) a implementação de áreas de proteção de águas continentais (Agostinho *et al.* 2005; Frederico *et al.* 2016; Pelicice *et al.* 2017); (ii) a restauração de ecossistemas de águas interiores por meio do restabelecimento da conectividade e de habitat críticos, e de vazões com flutuações próximas às naturais (Pelicice *et al.* 2017); (iii) ações legislativas e de fiscalização que assegurem a preservação ou a recomposição da vegetação ripária (Nazareno *et al.* 2012); (iv) a incorporação da dimensão ambiental no planejamento e nas ações de fomento de atividades de alto risco (Lima *et al.* 2015; Pelicice *et al.* 2014); (v) melhorias na interface entre a ciência e a tomada de decisão, especialmente nas instâncias governamentais (Azevedo-Santos *et al.* 2017); e (vi) reavaliação das práticas de monitoramento e manejo de ecossistemas aquáticos sob a perspectiva da conservação (Agostinho *et al.* 2007).

1.7.3. Áreas de uso intensivo

A área ocupada pela agricultura brasileira não está mapeada de forma abrangente. O esforço mais promissor, por gerar mapas atuais e passados do uso da terra,

é o MapBiomias¹⁹ (MapBiomias 2017). Sua segunda versão, lançada recentemente, é relativamente precisa para remanescentes de vegetação nativa (florestas e Cerrado), mas ainda não apresenta uma validação científica das áreas ocupadas por cada cultura. Além deste, há também: i) a base de dados resultante da coleta de informações por meio de entrevista com proprietários e agricultores (Censo Nacional da Agricultura – última edição é de 2006) e do levantamento agregado de opiniões no nível municipal (Área Plantada por Município/PAM para culturas; Área de Pecuária por Município/PPM para rebanhos; Área de Produção Florestal e Extrativismo por Município/PEVS), todos disponíveis no site do IBGE; e ii) agregação de diversas fontes de sensoriamento remoto combinadas em mapas nacionais (ver Sparovek *et al.* 2015). Apesar do grau de incerteza dessas fontes, por não serem padronizadas (por exemplo, o levantamento agregado de opiniões no nível municipal não segue metodologia única de coleta e análise de dados), é possível visualizar o mapa dessas áreas de uso intensivo.

As culturas predominam nas terras aráveis e produtivas das regiões Sul e Sudeste, mas a cana-de-açúcar aparece também na região costeira do Nordeste, a área mais antiga e consolidada de uso agrícola no Brasil. Duas regiões que se tornaram agricultáveis recentemente são o Cerrado do Centro-Oeste e as áreas ao longo do Rio São Francisco. As pastagens prevalecem na paisagem agrossilvipastoril (35% de pastagens nativas e 65% de pastagens introduzidas cultivadas – Tabela 1.1) e geralmente ocupam as áreas menos favoráveis para a agricultura ou aquelas recentemente convertidas (desmatadas), como a fronteira agrícola da região Norte (Barreto *et al.* 2013).

Já a aquicultura é baseada, principalmente, em unidades de produção de pequena escala (com exceção do camarão marinho, responsável por até 14% da produção total), mas com elevada diversidade de espécies cultivadas (mais de 60) e aproximadamente 100 mil fazendas aquícolas (cerca de 80 mil hectares). As principais são tilápias (*Oreochromis spp.*), carpas comum e chinesa (*Cyprinus carpio*, *Aristichthys nobilis*, *Hypophthalmichthys molitrix* e *Ctenopharyngodon idella*), pacu (*Piaractus mesopotamicus*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), surubins (*Pseudoplatystoma coruscans* e *P. reticulatum*), camarão marinho (*Litopenaeus vannamei*) e moluscos (*Crassostrea gigas*, *C. rhizophorae* e o marisco *Perna perna*) (Roubach *et al.* 2003; Sidonio *et al.* 2012). Cabe salientar ainda as atividades de ranicultura, especialmente a rã-touro (*Rana catesbeiana*), com uma produção de 400 toneladas/ano, e, mais recentemente, a criação de quelônios (*Podocnemis*

19. MapBiomias é uma iniciativa que envolve uma rede colaborativa formada por especialistas nos biomas brasileiros, usos da terra, sensoriamento remoto e ciência da computação. Utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados desenvolvidos e operados a partir da plataforma Google Earth Engine para gerar uma série histórica de mapas anuais de cobertura e uso da terra no Brasil. Saiba mais em: <http://mapbiomas.org/>

expansa e *P. unifilis*) e jacarés (*Caiman crocodilus yacare*) também tem ganhado destaque. O Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pro-naf) é a linha de crédito mais utilizada.

Tabela 1.1. Uso da terra segundo atividades agrossilvipastoris no Brasil. São apresentados os dados de área mínima e máxima, bem como a percentagem do território nacional ocupada por atividades específicas de uso da terra. a) Censo Agrícola Nacional (2006) - IBGE, 2017-Tabela 854; b) Sparovek et al. 2015, representa uma média para 2008; c) Área de Produção Florestal e Extrativismo por Município/PEVS - IBGE, 2017-Tabela 5930 representando o ano de 2016; d) Censo Agrícola Nacional (2006) - IBGE, 2017-Tabela 3325.

Uso da terra	Área mínima Milhões de hectares (10 ⁶)	Área máxima	% do território *
Agricultura	74 ^a	81 ^b	9 – 10
Pecuária	160 ^a	178 ^b	19 – 21
Florestas plantadas (Pinus e Eucalyptus)	7 ^b	10 ^c	0,8 – 1,1
Aquicultura	1.3 ^d		0.2

* Percentagem do território brasileiro de 852 milhões de hectares

1.7.4. Áreas urbanas

Os sistemas urbanos têm se expandido consideravelmente nas últimas décadas e tendem a continuar crescendo motivados pelo incremento populacional (ONU 2014). No Brasil, existem atualmente 294 arranjos populacionais (IBGE 2016) formados por 953 municípios (55,7% da população brasileira) dos quais 26 são concentrações urbanas com mais de 750 mil habitantes. As regiões Sudeste e Sul mantêm os maiores quantitativos populacionais; o Nordeste ocupa a terceira posição em número de arranjos populacionais, seguido do Centro-Oeste; e na região Norte, onde os processos de urbanização são menos intensos, há menor número de arranjos populacionais e menor participação da população vivendo em cidades (IBGE 2016).

Nesses sistemas urbanos, a biodiversidade é predominantemente determinada pela ação humana e, conseqüentemente, a estrutura física da paisagem favorece a prevalência de algumas espécies, reduzindo a diversidade original e simplificando a provisão de serviços ecossistêmicos (Aronson *et al.* 2014). Além disso, os habitat nos centros urbanos são bastante heterogêneos: desde áreas com ecossistemas naturais, como parques municipais e remanescentes florestais urbanos, até complexos industriais e aterros sanitários com pouca vegetação nativa. Embora isso seja limitante para a composição e a diversidade de comunidades bióticas, há casos de relação positiva entre a diversidade de pássaros em cidades brasileiras e o número, o tamanho e a distribuição de parques urbanos e remanescentes florestais (Manhães & Loures-Ribeiro 2005, Sacco *et al.* 2013). Isso

porque, geralmente, as áreas urbanas do Brasil são cercadas por ecossistemas de grande biodiversidade (Pauchard & Barbosa 2013).

Parques públicos, remanescentes florestais, corredores ecológicos e outros componentes naturais possuem importância para o lazer, a regulação do clima e a prevenção de doenças. A falta de planejamento apropriado acaba por estabelecer formas inadequadas de utilização social e ambiental da paisagem urbana em áreas que poderiam ser mais bem aproveitadas para o aprimoramento do bem-estar local (Sperandelli *et al.* 2013). Assim, a consolidação da política ambiental urbana depende de ações integradas entre esferas de governo e sociedade que permitam uma gestão ambiental transversal, otimizando os recursos naturais a fim de implementar medidas de gestão urbana pertinentes.





CAPÍTULO 2 – CONTRIBUIÇÕES DA NATUREZA PARA A QUALIDADE DE VIDA

Coordenadora: Cristiana Simão Seixas

Autores: Leandra R. Gonçalves, Ana Gabriela Morim de Lima, Cristina Adams, Gerhard E. Overbeck, Sandra M. F. O. Azevedo, Manuela Carneiro da Cunha, Ulisses E. C. Confalonieri, Ludivine Eloy, Laure Emperaire, Vera L. Imperatriz-Fonseca, Helder L. Queiroz, Rodrigo Kerr, Luciana R. Londe, Júlia A. Menezes, Camila O. F. de Oliveira Cervone, Rachel B. Prado, Simone A. Vieira & Antônio Saraiva

Citação: Seixas C.S.; Gonçalves L.R.; Lima A.G.M.; Adams C.; Overbeck G.E.; Azevedo S.M.F.O.; da Cunha M.C.; Confalonieri U.E.C.; Eloy L.; Emperaire L.; Imperatriz-Fonseca V.L.; Queiroz H.L.; Kerr R.; Londe L.R.; Menezes J.A.; Cervone C.O.F.O.; Prado R.B.; Vieira S.A.; Saraiva A. Capítulo 2: Contribuições da natureza para a qualidade de vida. In Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351.

SUMÁRIO EXECUTIVO

Segurança alimentar: a alimentação da população brasileira, em geral, depende tanto da biodiversidade nativa como de espécies exóticas, sendo o componente nativo de maior importância para povos indígenas e comunidades tradicionais. No Brasil, ao menos 469 espécies de plantas de 84 famílias são cultivadas em sistemas agroflorestais. Espécies exóticas predominam na produção agropecuária de larga escala e o uso de polinizadores ainda é incipiente na agricultura brasileira. A produção de grãos aumentou mais que seis vezes nas últimas cinco décadas. A criação de animais também teve um incremento considerável, mas o consumo interno pouco variou (ou seja, o foco é na exportação) e a produtividade nas áreas de pastagens é ainda baixa (32-34% do seu potencial). A aquicultura, em particular de água doce, aumentou acentuadamente, enquanto a captura pela pesca extrativista se manteve estável. A agricultura familiar é responsável por parte significativa da produção e da diversificação nacional de alimentos, fornecendo 70% do que é consumido pelos brasileiros, e com produtividade (R\$677/ha) superior à do agronegócio (R\$358/ha)¹. A produção orgânica vem crescendo nos últimos anos, com produtos que agregam, em média, 30% a mais ao preço dos convencionais. A carne de caça é uma importante fonte de alimento para povos indígenas e comunidades tradicionais. Desde 2014, o Brasil saiu do Mapa da Fome, com índice de insegurança alimentar abaixo de 5%.

Segurança hídrica: o Brasil abriga 12% da água doce do mundo (70% concentrados na Amazônia), porém, a disponibilidade e a qualidade desse recurso não são

1. Valores para o ano de 2006.

distribuídas uniformemente. A conversão de áreas naturais para diversos usos humanos altera os regimes de chuva e a qualidade da água. Ademais, os baixos índices de tratamento de água e de saneamento básico e ambiental também comprometem a segurança hídrica devido ao excesso de poluentes. Algumas regiões do país apresentam alto risco de insegurança hídrica. Mais de 19 milhões de pessoas que vivem em áreas urbanas não contam com água potável e outros 21 milhões de moradores de áreas rurais tampouco têm acesso à água tratada. Apenas 25% do esgoto coletado é tratado, sendo o restante despejado *in natura*, nos rios ou no mar. Há uma clara tendência de piora da qualidade da água em praias próximas aos centros urbanos.

Segurança energética: as energias renováveis possuem um papel fundamental na matriz energética brasileira. Cerca de 43,5% da produção de energia primária é proveniente de fontes renováveis, com destaque para cana-de-açúcar (17,5%), energia hidráulica (12,6%) e lenha/carvão (8%; ano base 2016). Mais de 2/3 da matriz elétrica brasileira é baseada em fontes renováveis, sendo que a energia provém principalmente de usinas hidrelétricas. A produção de energia elétrica está concentrada no Sul e Sudeste do país e a Amazônia contribui com mais de 20%. A produção de energia eólica tem aumentado nos últimos anos – tendência que deve ser mantida –, mas ainda tem pouca expressão. Já a energia solar continua insignificante, apesar do alto potencial nacional. Combustíveis à base de biomassa (etanol e biodiesel) hoje colaboram com cerca de 14% do total consumido no país e aproximadamente 11,8% da área cultivada do Brasil era destinada à produção de biocombustíveis em 2011. Oitenta por cento do biodiesel é gerado a partir da soja e o restante advém de gordura bovina, óleo de algodão e outras fontes. Há ainda dezenas de espécies vegetais no país com as quais se pode produzir o biodiesel, tais como mamona, dendê (palma), girassol, babaçu, amendoim e pinhão manso. O biodiesel tem sido utilizado também para geração e abastecimento de energia elétrica em comunidades isoladas.

Saúde: o uso medicinal da fauna e da flora brasileiras é recorrente em todos os biomas, por populações tradicionais, indígenas e urbanas. A megadiversidade do país tem enorme potencial para prospecção, identificação e aproveitamento de recursos genéticos para uso medicinal. Até 2010, a lista oficial de registro de fitoterápicos incluía 36 espécies botânicas e uma ampla variedade – cerca de 245 espécies vegetais – é utilizada na formulação de produtos cosmeceuticos. Além dessas possibilidades de uso, a biodiversidade contribui para a saúde humana de diversas outras formas. Os oceanos e os biomas continentais têm importante papel na regulação do clima (e.g., só a Amazônia estoca 17% de todo o carbono da vegetação terrestre mundial) e na prevenção ou mitigação dos desastres socioambientais, como secas e inundações. Entre 1991-2010, o número desse tipo de desastre aumentou significativamente. Em 2011, na região serrana do Rio de Janeiro, um único episódio ocorrido devido a movimentos de massa deflagrados

por precipitação intensa matou mais de 900 pessoas. E, por fim, a conversão da cobertura vegetal nativa em outros tipos de uso do solo tem sido relacionada com a emergência ou o risco crescente de doenças infecciosas, como é o caso da malária e da leishmaniose no Brasil.

Segurança de renda e de modos de vida: atividades econômicas de pequena escala que dependem diretamente da biodiversidade – como agricultura familiar, pesca, extrativismo e caça – asseguram renda e modos de vida a milhões de brasileiros. A agricultura familiar constitui 88% dos estabelecimentos rurais brasileiros (50% no Nordeste, 19% no Sul, 16% no Sudeste, 10% no Norte e 5% no Centro-Oeste) e emprega mais de 15 pessoas/100 ha (em contraste com a ocupação no agronegócio, que é de menos de 2 pessoas/100 ha). Os pescadores profissionais registrados até o final de 2012 totalizavam 1,042 milhão (destes, 47% no Nordeste e 37% no Norte), sendo que mais de 99% exerciam a atividade artesanalmente. Os produtos florestais não madeireiros, em sua maioria, são extraídos por populações tradicionais e agricultores familiares. Por exemplo, as fibras vegetais (além das madeiras) – utilizadas na produção de roupa, artesanatos, construção, entre outras finalidades – são de grande importância por serem renováveis, diversificadas, menos abrasivas e biodegradáveis, possuindo potencial de inovação e consistindo em fonte de renda para populações rurais. A renda monetária e não monetária gerada pelo manejo da biodiversidade contribui para a segurança e a soberania alimentar das populações tradicionais e indígenas.

Dimensão imaterial da qualidade de vida: a natureza propicia lazer, aprendizagem e conexão espiritual para milhões de brasileiros. O turismo na natureza (ecoturismo, turismo rural e no litoral), além de fornecer lazer ao viajante, favorece a economia local. A visitação a unidades de conservação (UCs) cresceu 320% entre 2006 e 2015, atingindo o patamar de 8 milhões de pessoas. O turismo nas UCs movimenta aproximadamente R\$ 4 bilhões por ano, gera 43 mil empregos e agrega R\$ 1,5 bilhão ao Produto Interno Bruto (PIB) do país. Existem mais de 1,6 mil km de trilhas e 57 tipos de atividades disponíveis para uso público nessas unidades. O Brasil abriga cerca de 500 sítios naturais sagrados associados a múltiplas manifestações culturais de povos indígenas, populações tradicionais, seguidores de crenças religiosas, entre outros.

Identidade e continuidade cultural: o Brasil abriga uma expressiva diversidade cultural. São mais de 800 mil indígenas de 305 etnias, falantes de 274 línguas, e ao menos 28 grupos de populações tradicionais – como pescadores, quilombolas, seringueiros, ribeirinhos, quebradeiras de coco-babaçu, pantaneiros, vazanteiros, veredeiros, geraizeiros, entre outros – que, juntos, contabilizam cerca de 25 milhões de pessoas, ocupando cerca de 1/4 do território nacional. **A cultura e a identidade de um povo estão intrinsecamente ligadas aos elementos tangíveis**

e intangíveis da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Por exemplo, fibras e outros materiais oriundos da biodiversidade e dos solos brasileiros são utilizados para confecção de adornos e artefatos específicos de diversos povos indígenas, em um 'saber-fazer' transmitido através das gerações. Esse processo, entretanto, não é estático; possui um caráter dinâmico, de experimentação e inovação. Há vários casos de sociedades indígenas que, levadas para outras paragens, insistiram em retornar, muitas vezes a pé, para o território com que se identificavam. A cultura material e imaterial de povos indígenas e populações tradicionais constitui um importante patrimônio a ser fortalecido e salvaguardado. E isso deve ser feito respeitando seus regimes próprios de produção e de transmissão de saberes, com regras, valores e noções de propriedade intelectual específicas².

Contribuição dos povos indígenas e de comunidades tradicionais para a agrobiodiversidade e o delineamento de paisagens no território brasileiro. Aproximadamente 19 plantas foram domesticadas nas terras baixas neotropicais e 64 teriam sido objeto de manejo ou de um início de domesticação, nos últimos 8 mil anos. Espécies como o cacau, o urucu e a cuia são exemplos que mostram o *continuum* entre os espaços agrícolas que promovem a domesticação e a diversificação das espécies. Há evidências arqueológicas da formação de florestas antropogênicas desde os povos pré-colombianos, assim como dados etnográficos contemporâneos que apontam o papel dos povos na diversificação dos ecossistemas e de suas espécies vegetais. O manejo tradicional do fogo em mosaico no Cerrado contribui para a heterogeneidade da vegetação, previne incêndios catastróficos e responde a uma diversidade de objetivos. Essas práticas e técnicas estão cada vez mais ameaçadas pela perda de conhecimento, pelas mudanças climáticas e por políticas de proibição do fogo. Porém, existe um crescente reconhecimento de que nos ecossistemas pirofíticos – sobretudo as savanas tropicais, mas também os Campos Sulinos – o fogo deve ser manejado para a conservação e/ou pode ser uma ferramenta de conservação. O manejo pesqueiro e da caça está igualmente bem documentado para populações indígenas e tradicionais nas diversas regiões do Brasil.

Biocapacidade e pegada ecológica: o Brasil possui uma biocapacidade (oferta de bens e serviços da natureza) bem maior que sua pegada ecológica (demanda por bens e serviços da natureza) – com uma razão entre 1,5 a 2,9 –, o que o coloca numa posição mundialmente privilegiada. Entretanto, o país já perdeu mais de 50% desta biocapacidade nos últimos 50 anos. Os ecossistemas naturais são os maiores responsáveis pela biocapacidade nacional, com a floresta amazônica

2. Por exemplo, o sistema agrícola quilombola do Vale do Ribeira foi recém-declarado patrimônio imaterial pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (Iphan).

respondendo por 64,1% da biocapacidade de todos os ecossistemas naturais. Já a maior parte da pegada ecológica (80%) é composta pela demanda por açúcar e álcool, frutas e vegetais, carne, leite e petróleo. Tal posição ainda permite ao Brasil buscar o tão almejado desenvolvimento ecologicamente sustentável, socialmente justo e economicamente viável. Isso só será possível, contudo, se forem desenvolvidas políticas e estratégias adequadas tanto para manter ou aumentar sua biocapacidade, quanto para estabilizar ou reduzir sua pegada ecológica.

Manutenção de opções: as contribuições da natureza para a qualidade de vida dos brasileiros podem ser mantidas ou aumentadas de diversas formas – por meio de áreas protegidas, da restauração de áreas degradadas e/ou da conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos em áreas produtivas e urbanas, tanto em áreas continentais como costeiro-marinhas. Atualmente, as unidades de conservação (UCs) perfazem mais de 2 mil áreas que somam cerca de 15% do território nacional. No âmbito federal são 327 UCs, sendo 180 de uso sustentável e 147 de proteção integral. A rede de áreas protegidas é complementada pelas áreas indígenas, que ocupam 20% da Amazônia (cinco vezes mais que as UCs) e podem ser uma barreira mais efetiva que as UCs para conter o desmatamento. Atualmente o país possui 561 terras indígenas reconhecidas ou regularizadas, cobrindo 116,8 milhões de hectares. Áreas designadas como Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente contribuem com ações de conservação em meio às paisagens produtivas, mas em muitas regiões existe um grande passivo, o que requer que a funcionalidade das paisagens seja restaurada. Independentemente da escala de produção, práticas agrícolas, agroflorestais, agropecuárias ou extrativistas podem ser ecologicamente sustentáveis ou insustentáveis. Os tomadores de decisão devem privilegiar as práticas sustentáveis e atentar para os *trade-offs* (i.e., perdas e ganhos) e para uma diversidade de valores, monetários e relacionais, que precisam ser levados em conta nos processos decisórios e na formulação de políticas públicas.

2.1 INTRODUÇÃO

2.1.1 Contribuições da natureza para a qualidade de vida humana

O bem-estar humano depende direta e indiretamente da natureza (Capítulo 1), de forma simples ou complexa, recíproca ou unidirecional (Pascual *et al.* 2017). Embora haja consenso na literatura científica de que a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (BSE) contribuem para o bem-estar humano, pouco se sabe ainda sobre o estado e a tendência das relações entre BSE e bem-estar. Este capítulo pretende auxiliar o entendimento sobre como o desenvolvimento humano e a conservação ambiental se inter-relacionam através da escala temporal e a partir de diferentes valores, tendo como foco informar tomadores de decisão em diversos níveis (do individual ao nacional). Busca ainda ilustrar alguns pontos so-

bre o desempenho do Brasil frente aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas (ONU).

O conceito de contribuições da natureza para as pessoas (CNP) visa expandir a definição de serviços ecossistêmicos (SE) no que tange, principalmente, às contribuições imateriais, não passíveis de serem classificadas como serviços ecossistêmicos culturais. Dentre os exemplos desse tipo de contribuição, estão 'inspiração e aprendizagem', 'experiências físicas e psicológicas' e 'manutenção de opções futuras'. Propostas por Pascual *et al.* (2017), elas compõem uma lista de 18 classes de CNP materiais, imateriais e de regulação.

A compreensão da forma como conhecimento, percepções, interações e vivências com a natureza afetam o bem-estar humano pode elucidar muitas das contribuições da natureza para a nossa qualidade de vida (Russell *et al.* 2013). É sabido, por exemplo, que a perda de BSE impacta as comunidades humanas de modo não equitativo, sendo mais sentida pelos grupos já marginalizados (MA 2005). Assim, além desse fato, a formulação de políticas públicas deve considerar também que os diferentes grupos sociais entendem a relação natureza e qualidade de vida de acordo com seus próprios sistemas de conhecimento e de valor.

2.1.2 Diversidade de sistemas de valores e sistemas de conhecimento na relação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos com a qualidade de vida

A visão de mundo e os valores de um grupo social influenciam sua compreensão sobre a interação homem-natureza. A ótica utilitarista é apenas uma das perspectivas – dentre muitas! – para se avaliar a contribuição da natureza para a qualidade de vida humana. Daí a importância de se descrever, qualificar e quantificar as contribuições da natureza para as pessoas (CNP) a partir de diversos sistemas de valores e de conhecimento, como proposto por Díaz *et al.* (2015).

Os valores que grupos distintos dão à natureza variam conforme as características do grupo (e.g., visão de mundo, inserção socioeconômica, educacional, idade, gênero, status, cultura intragrupo). Entender esses valores pode favorecer a construção de políticas e planos de manejo mais efetivos, minimizando conflitos ao não priorizar um grupo social (e seus valores) em detrimento de outro (Howe *et al.* 2014).

Apesar da enorme diversidade cultural do país, ela é pouco considerada na grande maioria das decisões políticas. No Brasil, há cerca de 817 mil indígenas (0,47% da população nacional em 2010), contabilizando mais de 305 etnias³, falantes de

3. Além de 69 referências a grupos não contatados (Fonte: Site da Funai – Disponível em: <http://

274 línguas, sendo que sete etnias estão altamente ameaçadas de extinção juntamente com suas línguas (estas possuem populações entre cinco e 40 indivíduos) (ISA 2010). O país também abriga vários povos e comunidades tradicionais⁴, a exemplo dos quilombolas, caiçaras, caboclos, faxinais, para citar apenas alguns, cuja população total aproximada é de 25 milhões de pessoas, ocupando cerca de 1/4 do território nacional⁵. Os povos indígenas e as comunidades tradicionais dependem diretamente da natureza para manter seus modos de vida e cultura, e por isto detêm um conhecimento riquíssimo sobre as dinâmicas da natureza e as interações homem-natureza.

Na próxima sessão [2.2], apresentaremos o estado e as tendências das 18 classes de CNP que afetam a qualidade de vida da população brasileira. Em seguida, avaliaremos como estas contribuições impactam a segurança alimentar, hídrica, energética, de renda e de saúde da população do país com vista aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável [2.3]. Serão mostradas as contribuições do conhecimento e de práticas dos povos indígenas e de populações tradicionais para a biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos no Brasil [2.4]. Depois, exibiremos alguns dados sobre a pegada ecológica da população brasileira e a biocapacidade do país [2.5]. Será feito também um breve apontamento sobre como diversos sistemas de valores influenciam a tomada de decisão, e os *trade-offs* (perdas e ganhos) que podem resultar das escolhas políticas que fazemos [2.6]. Finalmente, exporemos algumas lacunas de dados e conhecimentos com que nos deparamos ao elaborar o diagnóstico [2.7].

2.2 ESTADOS E TENDÊNCIAS DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

2.2.1 Produção de alimento

A alimentação da população brasileira depende tanto da biodiversidade nativa como de espécies exóticas. Embora a produção agrícola em larga escala seja dominada por espécies exóticas cultivadas, povos tradicionais e indígenas precisam fortemente da biodiversidade nativa para sua subsistência (autonomia alimentar) (Adams *et al.* 2009; Emperaire 2000). Espécies nativas são tanto coletadas como

www.funai.gov.br/ →, acesso em abril de 2017).

4. Na Comissão Nacional de Desenvolvimento Sustentável de Povos e Comunidades Tradicionais se identifica 28 segmentos diferenciados desses grupos sociais. Além dos indígenas, são eles: andirobeiras, apanhadores de sempre-vivas, caatingueiros, caiçaras, castanheiros, catadoras de mangaba, ciganos, cipozeiros, extrativistas, faxinalenses, comunidades de fecho e fundo de pasto, geraizeiros, ilhéus, isqueiros, marroquinos, pantaneiros, pescadores artesanais, piaçaveiros, pomeranos, povos de terreiro, quebradeiras de coco babaçu, quilombolas, retireiros, ribeirinhos, seringueiros, vazanteiros e veredeiros. (Fonte: Portal Ypadê – Disponível em: <http://portalypade.mma.gov.br/ →, acesso em abril de 2017).

5. http://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/acesso_informacao/povos_comunidades_tradicionais/Manual_%20Feira_Povos_Comunidades_Tradicionais_Produtos_Sociobiodiversidade.pdf

cultivadas; algumas em conjunto com espécies exóticas, em sistemas agroflorestais tradicionais cuja diversidade surpreende: ao menos 469 espécies de 84 famílias são cultivadas nesses sistemas no Brasil (Oliveira Jr. & Cabreira-Pereira 2012).

Uso da vegetação nativa

A vegetação nativa é fonte de recursos alimentares em todos os biomas do Brasil (Mata Atlântica: Borges & Peixoto 2009; Miranda & Hanazaki 2008; Silva & Andrade 2005; Köhler 2014; Cerrado: Nogueira & Fleisher 2005; Ribeiro 2005; Bruziguessi 2016; Camargo *et al.* 2014; Caatinga: Sales & Lima 1985; Amazônia: Balée 1986, 1987; Shanley *et al.* 2010; Pampa: Köhler 2014). Várias plantas nativas são hoje domesticadas e largamente utilizadas no país – como pupunha, mandioca, pimenta, amendoim, guaraná, abacaxi e cacau (Prado & Murrieta 2015) –, enquanto outras têm uma importância mais regional, como por exemplo o pinhão na Mata de Araucária (Mello & Peroni 2015). Sementes e frutos nativos são extraídos da Mata de Araucária (Mello & Peroni 2015), da Zona da Mata (Silva & Andrade 2005), do Cerrado (Arakaki *et al.* 2009; Pinto *et al.* 2016; Vieira *et al.* 2016; Silva *et al.* 2001) e da Amazônia (Shanley *et al.* 2010). Somente no Rio Grande do Sul, cerca de 200 espécies frutíferas nativas possuem potencial para alimentação (Köhler 2014). Muitas plantas são usadas também como temperos (Nascimento Filho *et al.* 2007). A relevância da biodiversidade nativa para a forragem é bem documentada para a Caatinga (Santos *et al.* 2010; Pereira-Filho *et al.* 2013; Nogueira-Botão & Dantas Simões 2009), o Cerrado (Bruziguessi 2016) e os Campos Sulinos (Borba *et al.* 2009; Pillar *et al.* 2009).

Produção agropecuária

Produção agrícola

Nas últimas quatro décadas, o Brasil tem aumentado a sua produção e a produtividade agropecuária (Fuglie *et al.* 2012). A agricultura do país é baseada em mais de 300 espécies de cultivos, sendo a agricultura familiar responsável por parte significativa da produção e da diversificação nacional de alimentos, produzindo 70% do que é consumido pelos brasileiros (Graeb *et al.* 2016). A diversidade de espécies e de variedades cultivadas pela agricultura familiar é indissociável da identidade de cada grupo social e dos agroecossistemas que ele produz (Empeaire 2005; Empeaire & Peroni 2007), obedecendo a critérios produtivos, simbólicos, sociais ou estéticos (Chernela 1986; Elias *et al.* 2000; Empeaire & Eloy 2008; Empeaire *et al.* 2010; Robert *et al.* 2012; Cabral de Oliveira 2006, 2008; Miller 2015; Carneiro da Cunha 2015; Morim de Lima 2016; Arruda Campos 2016; Carneiro da Cunha & Morim de Lima 2017).

A agricultura familiar constitui 88% dos estabelecimentos rurais brasileiros (50% no Nordeste, 19% no Sul, 16% no Sudeste, 10% no Norte e 5% no Centro-Oeste),

abastecendo o mercado interno de mandioca (87%), feijão (70%), suínos (59%), leite (58%), aves (50%), milho (46%), café (38%), soja (16%), trigo (21%) e bovinos (30%), entre outros (Embrapa, 2016). A produtividade da agricultura familiar (R\$677/ha) é superior à do agronegócio (R\$358/ha) e ela é também mais intensiva em mão de obra, empregando mais de 15 pessoas/100 ha em contraste com a taxa de menos de duas pessoas/100 ha do agronegócio (IPEA 2011).

O Brasil exporta mais de 350 tipos de produtos agrícolas, brutos e transformados, que chegam a 180 diferentes mercados do planeta. As principais commodities (e.g., grãos, algodão e cana-de-açúcar) são produzidas no Mato Grosso (23,5% da produção), no Paraná (19%) e no Rio Grande do Sul (17,3%) (Embrapa 2016). A produção das commodities cresceu consideravelmente nas últimas décadas (Figura 2.1); somente a produção de grãos aumentou em 649% nos últimos 46 anos (Embrapa 2016), atingindo 232 milhões de toneladas em 2016/2017. E estima-se, ainda, um crescimento de 24% para a próxima década (Brasil 2017a).

Com relação à produção orgânica, em 2015 já havia mais de 11 mil produtores no país (Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos), 49% deles concentrados em apenas quatro Estados (RS, SP, PR, SC). Os orgânicos ocupam uma área de 950 mil hectares dedicados à produção de hortaliças, cana-de-açúcar, arroz, café, castanha-do-pará, cacau, açaí, guaraná, palmito, mel, sucos, ovos e laticínios. O Brasil exporta produtos orgânicos para mais de 76 países, com destaque para açúcar, mel, oleaginosas, frutas e castanhas. Os produtos orgânicos agregam, em média, 30% a mais no preço quando comparados aos convencionais (Brasil 2017a).

Produção pecuária

A produção pecuária, tanto de carne como de leite, tem crescido consideravelmente no Brasil nas últimas décadas (Figuras 2.2 e 2.3), atingindo cerca de 28,5 milhões de toneladas e 34,5 bilhões de litros, em 2017 (Brasil 2017a). As projeções para o setor indicam que a tendência deve se manter na próxima década (OECD-FAO 2015), com um aumento de 20,3% na produção total de carne e uma taxa de crescimento anual de 2,8%, 2,4%, e 2,1%, respectivamente, para carne de frango, suína e bovina. A taxa anual da produção de leite deve ter um incremento entre 2,1% e 3% (Brasil 2017a). Entretanto, o consumo *per capita* de carne e leite pouco variou nos últimos anos (Tabela 1), o que indica um foco no aumento das exportações.

O Brasil é o maior produtor de carne bovina no mundo, com 80% da produção voltada para o mercado interno (Usda 2017). O rebanho total ultrapassa 210 milhões de cabeças, perdendo apenas para a Índia. A carne bovina é produzida em todas as regiões do país, tendo o maior crescimento ocorrido, nos últimos 20 anos, nas regiões Norte e Centro-Oeste. Apesar da expansão em números, a produtividade nas áreas de pastagens cultivadas é considerada baixa (32-34% do seu potencial) (Strassburg *et al.* 2014). O Brasil é também o principal produtor mundial de

carne de frango, com cerca de 31% destinados à exportação (Usda 2017). A região Sul se destaca pela importância na criação de aves e suínos, enquanto a maior concentração de caprinos e ovinos está na região Nordeste. Quanto à indústria de leite, as regiões Sudeste e Sul são responsáveis por mais de 2/3 da produção nacional (IPEA 2017).



Figura 2.1. Produção agrícola no Brasil de [A] cana-de-açúcar, [B] soja, e [C] café. Fonte: Food and Agriculture Organization (FAO), FAOSTAT (2017) - Crops. Acesso em: Set/2017. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>

Tabela 2.1. Disponibilidade e consumo per capita de carnes e leite no Brasil.

Disponibilidade per capita	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Carne bovina ^{1,2} (kg/hab/ano)	34,9	36,4	35,5	35,8	38,1	35,1	33,0	32,9
Avicultura de corte ^{1,2} (kg/hab/ano)	38,2	43,4	45,2	43,9	43,6	44,1	48,1	45,7
Carne suína ^{1,2} (kg/hab/ano)	13,3	13,8	14,6	14,6	14,4	14,7	15,4	14,8
Leite ³ (consumo anual litros/hab)				168,0	175,1	174,9	174,4	175,9

FONTE:

1. Conab 2016. Perspectivas para a Agropecuária. Brasília, 2016. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_09_13_09_06_46_perspectivas_da_agropecuaria_2016-17_digital.pdf [acesso em: 08 de janeiro de 2018]
2. Conab (2013). Perspectivas para as Carnes Bovina, de Frango e Suína 2013 - 2014. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13_09_12_17_43_13_09_carnes.pdf [acessado em: 08 de janeiro, 2018].
3. Conab (2016). Conjuntura Mensal Especial. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17_05_15_14_13_38_leite_abril_2017 [acesso em: 08 de janeiro, 2018]

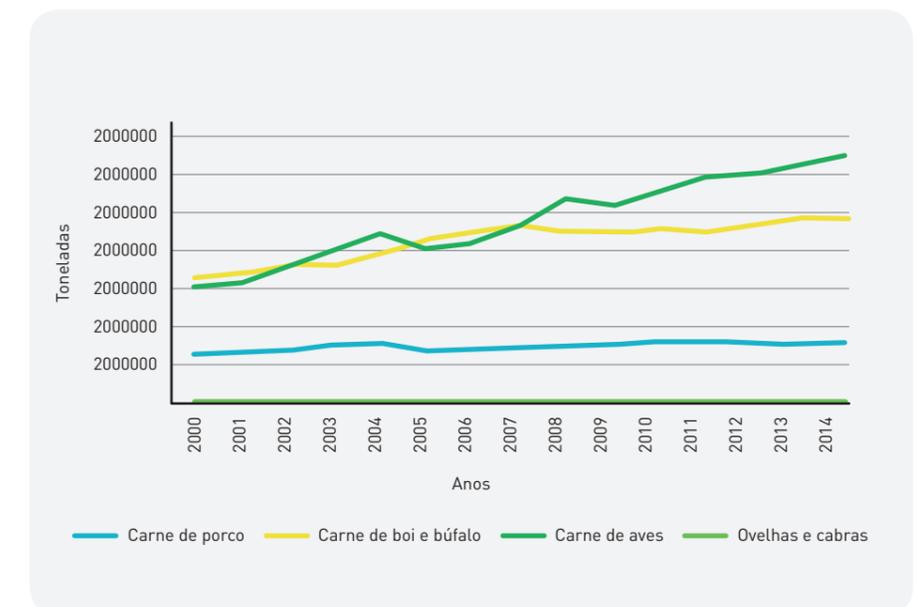


Figura 2.2. Produção, em toneladas, de proteína animal no Brasil. Dados obtidos da Food and Agriculture Organization (FAO)/FAOSTAT (Commodity Balances - Livestock and Fish Primary Equivalent). Acesso em: Fev/2017. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>

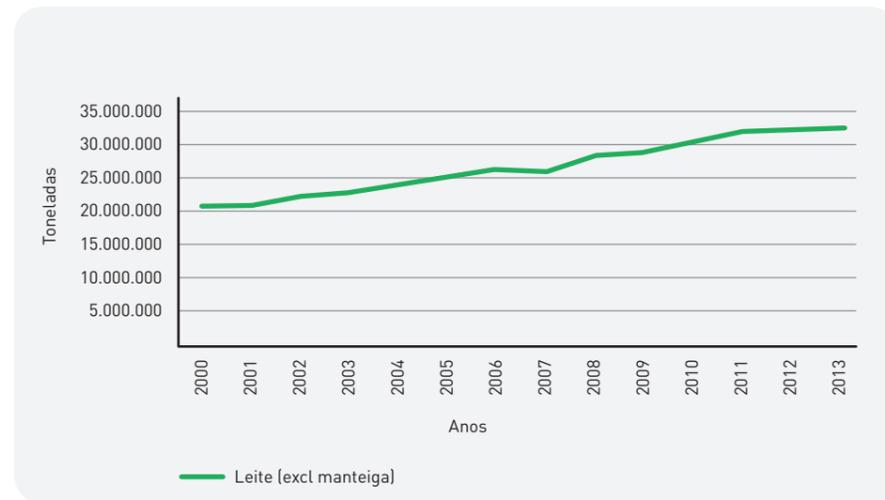


Figura 2.3. Produção de leite em toneladas no Brasil. Dados obtidos da *Food and Agriculture Organization (FAO)/FAOSTAT (Commodity Balances - Livestock and Fish Primary Equivalent)*. Acesso em: Fev/2017. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>

Produção pesqueira e aquícola

Em 2011, o total da produção brasileira de pescados atingiu 1,4 milhão de toneladas (13% a mais do que em 2010), sendo a pesca extrativa marinha e a aquicultura continental responsáveis, nesta ordem, por 38,7% e 38% do pescado produzido, enquanto a pesca extrativa continental e a aquicultura marinha responderam por apenas 17,4% e 5,9%, respectivamente (Brasil 2011).

Nos últimos anos no Brasil, a captura pela pesca extrativista variou pouco (Figura 2.4), ao passo que a produção por aquicultura, em particular de água doce, aumentou acentuadamente (Figura 2.5). As espécies de peixe mais cultivadas no continente foram a tilápia e o tambaqui (67% do total) e, no ambiente marinho, destaca-se o camarão, principalmente o camarão-branco-do-pacífico (*Litopenaeus vannamei*) (Brasil 2011). A região Nordeste é a que mais produz pescado por meio da aquicultura, correspondendo a 34% da produção nacional (MPA 2010).

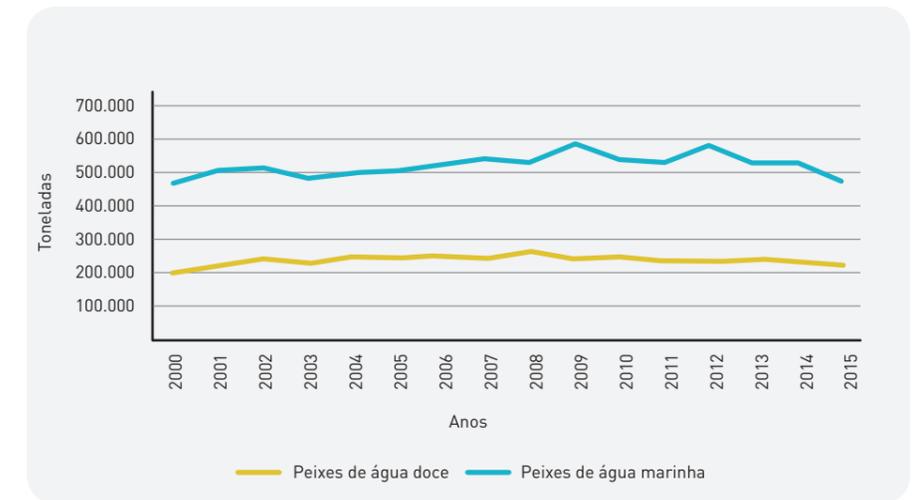


Figura 2.4. Captura de pescado, em água doce e salgada, proveniente da atividade de pesca extrativa (não inclui aquicultura). Acesso em: Fev/2017. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/topic/16140/en>

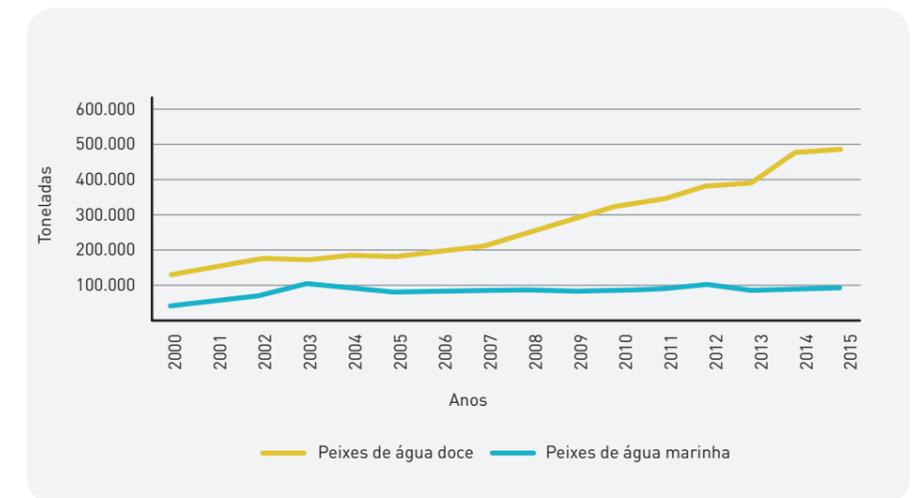


Figura 2.5. Produção de pescado de água doce e peixes marinhos. Acesso em: Set/2017. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/topic/16140/en>

Os pescadores profissionais registrados totalizavam 1,042 milhão em 2012, a maioria concentrada no Nordeste (47% do total), seguido pela região Norte (37%) (Brasil 2012). A quase totalidade desses pescadores inscritos no Registro Geral da Pesca (RGP) pratica a atividade artesanalmente (99,2% do total) e menos de 1% a exerce em sua forma industrial.

O consumo de pescado no Brasil vem aumentando (Figura 2.6), tendo atingido 14,4 kg por habitante/ano em 2017, superando o recomendado pela Organização Mundial da Saúde (12 kg/hab/ano) (Brasil 2017a). Entretanto, o consumo *per capita* varia entre as regiões do país, sendo 10 vezes maior no Norte do que na região

Sul (Tabela 2). De fato, na Amazônia Central, o consumo diário de peixes pode atingir níveis altíssimos de 550 g a 600 g/*per capita* em algumas localidades, índice superior aos valores registrados em países do extremo oeste da Ásia (Freitas & Rivas 2006; Barthem & Goulding 2007).

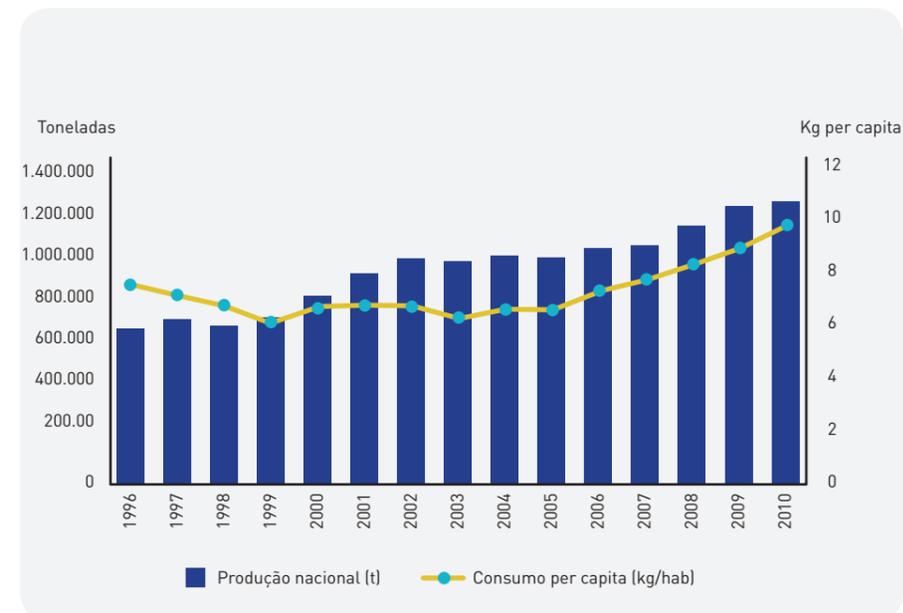


Figura 2.6. Consumo anual *per capita* x produção brasileira de pescado (Brasil 2014).

Tabela 2.2. Consumo pessoal de pescado (kg ano⁻¹) nas grandes regiões brasileiras em 2008/2009 (Sartori & Amâncio 2012).

Tipo	Regiões					
	Brasil	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-Oeste
Pescado total	10,0	38,1	14,6	5,4	3,1	3,4
Peixes frescos e preparações	8,5	34,7	12,8	4,2	2,5	3,1
Peixes em conserva	0,1	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1
Peixes salgados	1,1	2,5	1,4	0,9	0,3	0,2
Outros pescados	0,3	0,8	0,2	0,2	0,3	0,0

Caça

A carne de caça⁶ é uma importante fonte de proteínas, gorduras e micronutrientes (Sarti *et al.* 2015; Van Vliet *et al.* 2017; Nasi *et al.* 2011; Figueiredo & Barros 2016; Alves *et al.* 2009) e a caça é uma das principais atividades de subsistência dos povos tradicionais em diversas regiões do Brasil (Redford & Robinson 1987; Murrieta *et al.* 2004; Townsend 2000; Murrieta *et al.* 2004; Prado *et al.* 2012). Na Amazônia, as espécies mais caçadas para consumo são: a queixada, a paca, a anta, os veados, os quelônios (tartarugas), os cracídeos (mutuns, jacus, araucuãs), os anatídeos (aves aquáticas) (Valsecchi & Amaral 2010), a capivara, o macaco, o tatu, o jacaré e o porquinho (Pinto 2015). E ao menos 96 espécies de aves são utilizadas na Mata Atlântica e na região do semiárido nordestino para fins alimentares, medicinais, mágico-religiosos e como animais domésticos (Fernandes-Ferreira *et al.* 2012).

Estimativas do consumo anual de carne de caça para a Bacia Amazônica variam entre 473 (Van Vliet *et al.* 2014) e 909 mil (Nasi *et al.* 2011) toneladas por ano. Por outro lado, calcula-se que o consumo *per capita* anual seja de 3.2 kg (Van Vliet *et al.* 2014) a 63kg (±25) (Nasi *et al.* 2011). O consumo de carne de caça na Amazônia depende de fatores culturais e econômicos (Morsello *et al.* 2015) e sua venda, embora ilegal, contribui para a renda doméstica (Van Vliet *et al.* 2017). A caça é, para os povos tradicionais, ligada a aspectos socioculturais, simbólicos, cosmológicos e do conhecimento, incluindo o xamanismo, o ritual e o parentesco (Ross 1978a; Lima 1996; Almeida 2013; Garcia 2010, 2016).

Mel

A produção de mel no Brasil, voltada tanto para o mercado interno quanto para exportação, cresce a cada ano (Figura 2.7). O mel produzido pela abelha africanizada *Apis mellifera* contribui para a renda de pequenos e grandes apicultores. E tanto na meliponicultura como na apicultura o mel fabricado por outras espécies de abelha também traz rendimento imediato para populações rurais (Venturieri *et al.* 2003). Além do mel, a própolis produzida nas colmeias é de qualidade e procurada para exportação. É importante destacar que o mel das abelhas *Apis* spp tem valor econômico inferior ao do serviço de polinização (ver seção 2.2.16) prestado pelas abelhas (cerca de 10% do valor da produção agrícola mundial) (Witter *et al.* 2014).

6. No Brasil a caça profissional e esportiva de animais silvestres foi proibida há mais de 50 anos (Lei Federal nº 5.197 de 03 de janeiro de 1967), salvo em caso de autorização expressa pelo governo ou para sobrevivência de pessoas famintas.

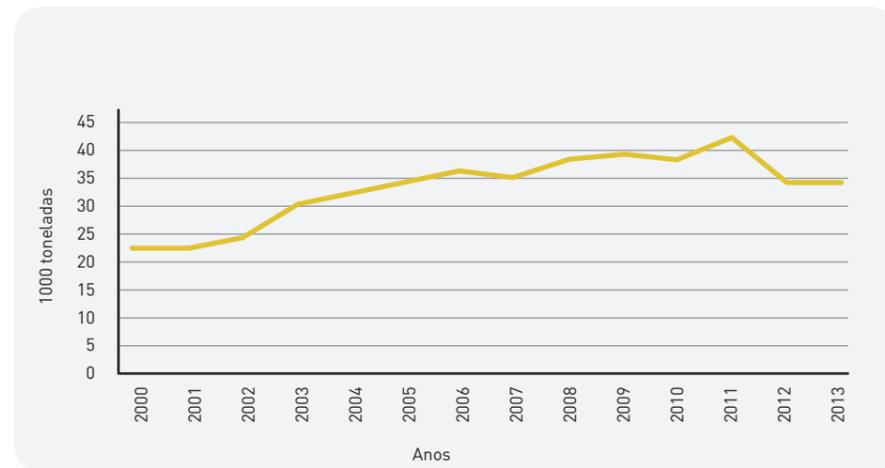


Figura 2.7. Produção de mel no Brasil em toneladas. Dados obtidos do Instituto de Pesquisa Econômica/IPEADATA. Acesso em Set/2017. Disponível em: <http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>

2.2.1 Matéria-prima

Produtos florestais

Os produtos advindos da extração vegetal podem ser classificados como madeireiros e não madeireiros. Em 2016, o valor dos produtos não madeireiros (R\$ 1,9 bilhão) foi 4,6% maior que em 2015, e 18% superior ao montante de 2014 (SNIF 2017), sendo que 86,5% (R\$ 1,6 bilhão) corresponderam à atividade extrativista em florestas nativas. Os produtos não madeireiros, em sua maioria, são extraídos por populações tradicionais e agricultores familiares. Os produtos alimentícios – tais como açaí, erva-mate nativa e castanha-do-pará – geraram no ano de 2015, nesta ordem, R\$ 480, R\$ 396 e R\$ 107 milhões, enquanto as ceras (pó de carnaúba), os oleaginosos (amêndoas de babaçu) e as fibras (piaçava) movimentaram, respectivamente, mais de R\$ 195, R\$ 107 e R\$ 101 milhões no mesmo ano (SNIF 2016).

O Brasil é o terceiro maior exportador de produtos da silvicultura (e.g., madeira, celulose, papel, resinas, tanantes, gomas etc.), representando 3,64% do volume total do mercado global (FAOSTAT 2016) (Figura 2.8). As maiores áreas de plantio encontram-se nas regiões Sul e Sudeste e utilizam espécies exóticas em monoculturas: eucalipto (75% da área plantada) e pinus (21%). Em algumas regiões, esses plantios cobrem 20% da paisagem, como no caso dos aflorestamentos na região dos Campos de Altitude no Rio Grande do Sul (Hermann *et al.* 2016).

Os produtos florestais ocupam a quarta posição no ranking das exportações do agronegócio nacional, abaixo apenas da soja, da carne e do complexo sucroalcooleiro. Em 2016, o valor das exportações de produtos florestais foi de U\$ 10,2 bilhões (12% da exportação total do agronegócio), sendo que 54,4% referem-se à celulose, 27,2% à madeira e 18,3% ao papel (Brasil 2017a).

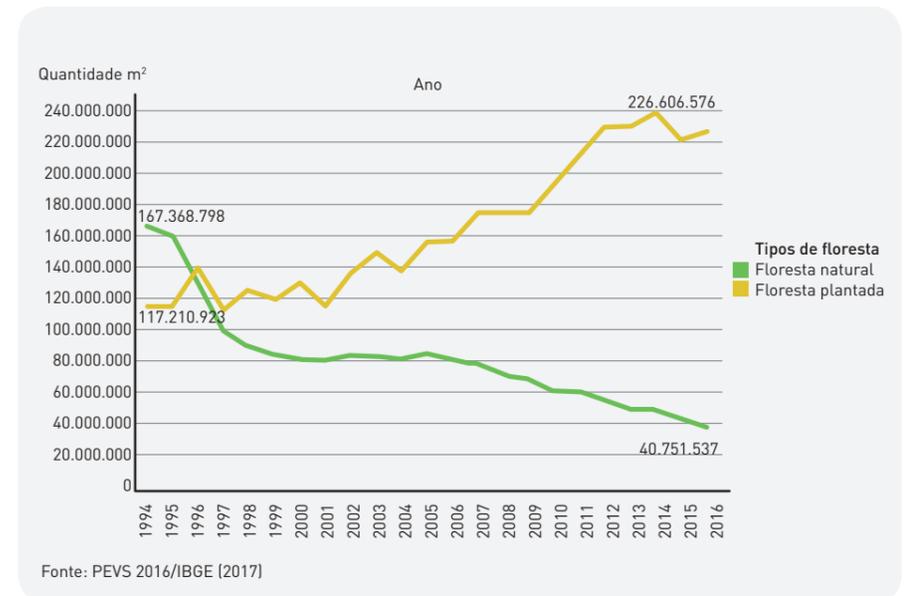


Figura 2.8. Evolução da quantidade (m³) de madeira extraída, por tipo de floresta.

Fibras e outros materiais

As fibras vegetais (além das madeireiras) são utilizadas na produção de roupa, em artesanatos e na construção civil, entre outras finalidades (Medina 1959; Marinelli *et al.* 2008). O algodão (*Gossypium spp.*) é uma das fontes mais importantes de fibras no mundo e no Brasil (IBGE 2006). Sua produção concentra-se especialmente nos Estados de Mato Grosso e Bahia, que em 2016/17 responderam por 67% e 21,4% da produção brasileira (Brasil 2017a). Diversas fibras são também tradicionalmente usadas por povos indígenas e comunidades tradicionais para múltiplos usos (Freire 2000) (Apêndice 1).

O Brasil é o país com a maior diversidade de espécies de bambu nas Américas (Judziewicz *et al.* 1999, 2000; Filgueiras & Santos Gonçalves 2004; Burman & Filgueiras 1993; Calderón & Soderstrom 1980; Filgueiras 1988; Guala 2003; Londoño & Clark 2002). Essa planta apresenta enorme potencial agrícola, pois se reproduz sem necessidade de plantio e sem insumos químicos, se renova em curto intervalo de tempo e com grande produtividade, e é apontada como possível sequestradora de carbono. Entretanto, o bambu ainda é pouco explorado economicamente no Brasil (ver Lopes 2008; Gaion *et al.* 2001; Lanna *et al.* 2012; Manhãe 2008). A cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), a mamona (*Ricinus communis*) e a juta (*Corchorus capsularis*) são alternativas para obtenção de fibra celulósica de papel e chapas de fibras também são produzidas a partir de resíduos da agroindústria do palmito de pupunha (*Bactris gasipaes*) (Azzini *et al.* 1981, 1986, 1996).

Além do aspecto material, muitas fibras de plantas nativas possuem valor cultural. Aproximadamente 17 espécies de plantas são utilizadas em produtos para a pesca artesanal numa microrregião do Pará (Oliveira *et al.* 2006). Palmeiras servem para a fabricação de artesanato em diversas regiões do país, como é o caso das fibras e folhas de palmeiras do gênero *butia* (*Butia sp.*) no Rio Grande do Sul (Bairros 2011) e da palmeira buriti (*Mauritia flexuosa*) no Cerrado (Sampaio *et al.* 2010). O capim-dourado (*Syngonanthus nitens*), na região do Jalapão (Tocantins), constitui uma fonte de renda importante para a população local (Mello 2015) e recebeu, em 2011, o selo de indicação geográfica⁷. Outros materiais oriundos da biodiversidade e dos solos brasileiros são usados por povos indígenas e populações tradicionais para a confecção de adornos e artefatos (Apêndice 2).

2.2.2 Energia

As energias renováveis têm um papel fundamental na matriz energética brasileira, contribuindo com 43,5% da produção de energia primária, com destaque para cana-de-açúcar (17,5%), energia hidráulica (12,6%) e lenha/carvão (8%; ano base 2016; Brasil 2017). O restante da produção energética do país vem de fontes não renováveis (principalmente petróleo, gás e carvão mineral), com pequena participação da energia nuclear (Figura 2.9).

Mais de 2/3 da energia elétrica produzida no Brasil (total: 578.898 GWh) é oriunda de fontes renováveis, sendo que as usinas hidrelétricas são seu componente mais importante (Figura 2.10). A participação da energia eólica tem aumentado nos últimos anos, mas ainda é de menor relevância. No entanto, a previsão é de um crescimento considerável no futuro⁸. Por sua vez, a energia solar continua insignificante (apenas 85 GWh), apesar do alto potencial em todo o país. A produção de energia elétrica está concentrada nas regiões Sul e Sudeste, embora a Amazônia contribua com mais de 20%, sobretudo com usinas hidrelétricas (EPE, 2015). Considerando o consumo da energia elétrica, o Brasil, com o uso de 2.601 kWh por pessoa ao ano, está acima da média da América Latina e do Caribe (2.128 kWh), porém consideravelmente abaixo da média (7.995 kWh) dos países da Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OCDE).

7. <http://memoria.ebc.com.br/agenciabrasil/noticia/2011-07-12/artesanato-com-capim-dourado-do-jalapao-ganha-selo-de-indicacao-geografica-do-inpi>

8. <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>

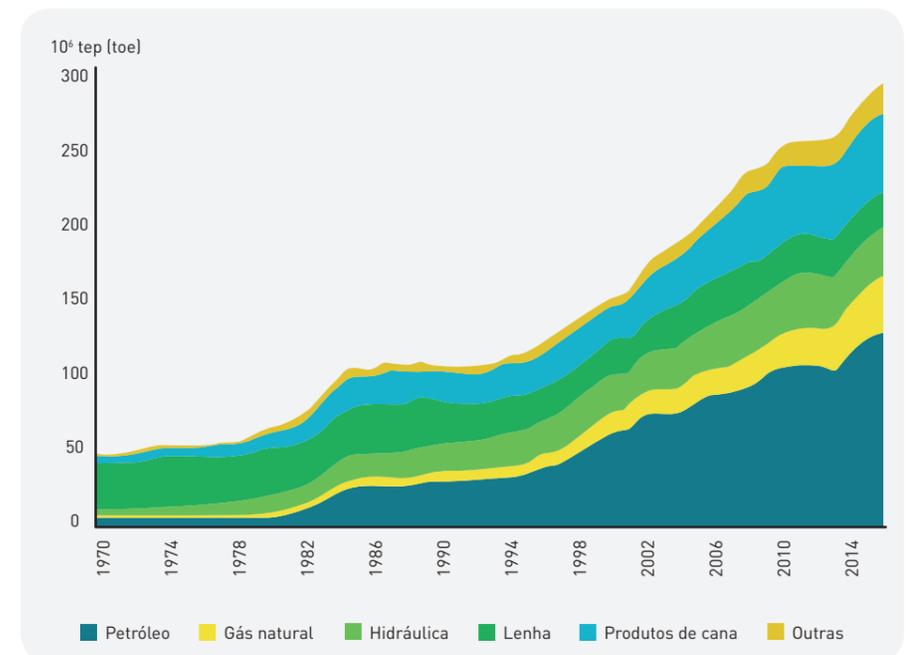


Figura 2.9. Produção de energia primária (Brasil 2017b).

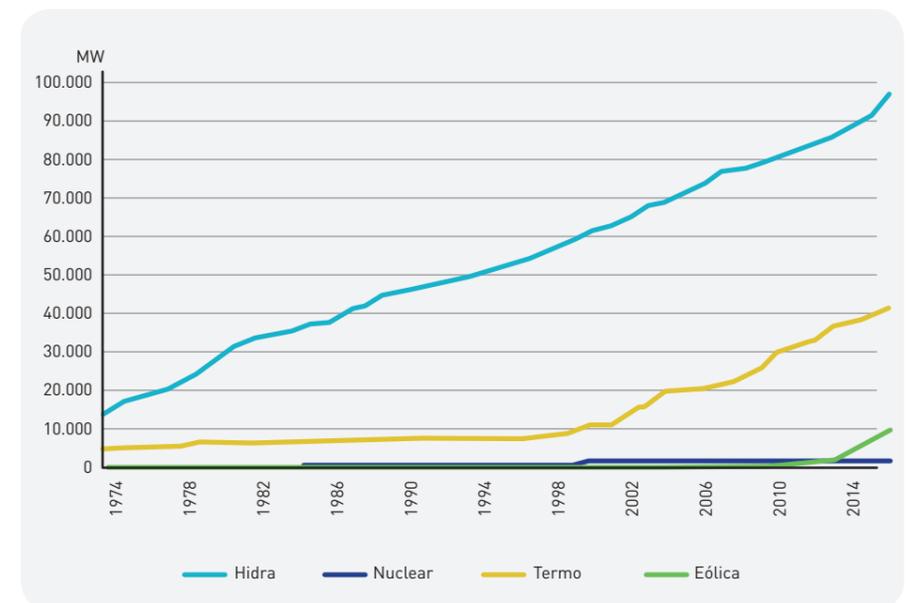


Figura 2.10. Capacidade instalada de geração elétrica (Brasil 2017b).

No setor de transportes, combustíveis à base de biomassa (principalmente etanol de cana-de-açúcar e biodiesel) têm ampliado continuamente sua importância nas últimas décadas, e hoje colaboram com cerca de 14% do total de combustível no país. Em 2011, 11,8% da área cultivada do Brasil (1% de sua superfície) era destinada à produção de biocombustíveis (Nogueira & Capaz 2013).

Em 2008, o país era o segundo maior produtor de etanol do mundo (Kohlhepp 2010) e, em 2015, houve recordes de cana processada e de produção de etanol, atingindo 660 milhões de toneladas e 30 bilhões de litros, respectivamente (Brasil 2016). Em torno de 80% do biodiesel é gerado a partir da soja e o restante advém de gordura bovina, óleo de algodão e outras fontes de relevância menor (Nogueira & Capaz 2013). No entanto, há dezenas de espécies vegetais no Brasil com as quais se pode produzir o biodiesel, tais como mamona, dendê (palma), girassol, babaçu, amendoim e pinhão manso. O país tem uma indústria de biodiesel bem desenvolvida, com mais de 50 usinas aptas a produzir e comercializar o combustível, e capacidade instalada superior a 6 milhões m³/ano. O biodiesel pode ser utilizado ainda para a geração e o abastecimento de energia elétrica em comunidades isoladas, hoje dependentes de geradores movidos a óleo diesel. Nessas regiões, poderão ser aproveitadas oleaginosas locais⁹.

2.2.3 Recursos medicinais, bioquímicos e genéticos

O uso medicinal da fauna e da flora brasileiras é recorrente em todos os biomas, tanto por populações tradicionais e indígenas, quanto urbanas (Apêndice 3). A megadiversidade do país tem enorme potencial para a prospecção, a identificação e o aproveitamento de recursos genéticos para uso medicinal. Esse aproveitamento pode se dar principalmente pelo uso integral da substância, de modo tradicional, sob a forma de chás, decocções etc., ou via processamento industrial, para isolamento de princípios ativos com ação terapêutica. Até 2010, a lista oficial de registro simplificado de fitoterápicos, com estudos de segurança e eficácia já realizados, incluía 36 espécies botânicas nativas (Firmino & Busfield 2011), das cerca de 60 mil usadas globalmente como recursos terapêuticos (WHO 2015a). E, ainda, uma ampla variedade de espécies vegetais (cerca de 245) são componentes de produtos cosmecêuticos no Brasil (Biavatti *et al.* 2007).

No período entre 2011 e 2012, o “screening” de plantas brasileiras para uso terapêutico com várias aplicações (anti-inflamatória, antineoplásica, antidiabética etc.) resultou na identificação de 25 espécies e/ou princípios ativos isolados (Alves & Santos 2013). Por exemplo, ademais da capacidade nutricional, frutas nativas – como bacupari-mirim, araçá-piranga, cereja-do-rio-grande, grumixama e ubajaí – possuem propriedades bioativas, com alto poder antioxidante e anti-inflamatório (Infante *et al.* 2016). O uso potencial de fármacos elaborados a partir de substâncias isoladas de espécies animais também foi reportado (Jorge *et al.* 2011; Frota *et al.* 2012; Menezes *et al.* 2012; Okubo *et al.* 2012). Além da biodiversidade terrestre, a diversidade biológica marinha, tal como a dos bancos de rodolitos, também apresenta potencial biotecnológico, como produção de fármacos, cosméticos, nutracêuticos e biocombustíveis e processos de biorremediação ambiental (e.g., Horta *et al.* 2012; Amado-Filho & Pereira-Filho 2012).

9. <http://www.mme.gov.br/programas/biodiesel/menu/biodiesel/perguntas.html>

2.2.4 Inspiração e aprendizagem

A natureza é fonte de inspiração e aprendizagem para todos os grupos culturais, sejam eles urbanos ou povos tradicionais. Artistas e artesãos se inspiram em plantas, animais, outros seres e paisagens para elaborar suas pinturas, esculturas, músicas etc. O conhecimento sobre propriedades curativas de plantas e animais, utilizados para promover o bem-estar por todo o país, é transmitido através de gerações pelas práticas tradicionais de coleta e manipulação, como as das “raizeiras” do Cerrado (Dias & Laureano 2009), e pelos erveiros de feiras populares – como a do Ver-o-Peso, em Belém.

Entre os povos indígenas, os conhecimentos ecológicos são produzidos e transmitidos nas experiências cotidianas, assim como por meio de narrativas, cantos e performances que foram amplamente documentados (Lévi-Strauss 1964, 1966, 1967, 1971, 1991; Hill 1993; Ball 2011; Yvinec 2011; Cesarino 2011, 2013; Franchetto 1986, 1989; Basso 1985; Bastos 2013; Montardo-Oliveira 2009; Seeger 2015; Tugny 2009a, 2009b, 2011; Aldé 2013; Morim de Lima 2016; Borges 2014; Graham 1993). A fonte de inspiração artística é atribuída aos animais e às plantas, concebidos como seres sencientes, que pensam, possuem vontades e estados de ânimo e que até mesmo têm uma vida social, como as mandiocas (Emperaire *et al.* 2010). Os mitos contam como elementos da cultura material e imaterial que foram aprendidos ou capturados pelos indígenas de seus “donos-mestres” (Fausto 2008). Para esses povos, a criatividade está relacionada à capacidade de interação e diálogo com esses seres, envolvendo traduções e apropriações que constituem habilidades xamânicas. Sendo estas últimas produtoras de intensas experiências visuais, que podem ou não ser estimuladas pelo uso de alucinógenos (Baer & Langdon 1992; Langdon 1996; Reichel-Dolmatoff 1978; Lagrou 1996, 2007; Barcelos Neto 2002; Viveiros de Castro 2006; Albert *et al.* 2015).

Tal como mostra o Dicionário do Artesanato Indígena (Ribeiro-Berta 1988), a produção artesanal das populações tradicionais é baseada em matérias-primas de origem vegetal, animal e mineral. Os processos de transformação e beneficiamento se fundamentam em um ‘saber-fazer’ transmitido através das gerações. Esse sistema, entretanto, não é estático; possui um caráter dinâmico, de experimentação e inovação (Apêndices 2 e 3). Os trançados e tecelagens indígenas são feitos a partir de diferentes matérias-primas: folhas, folíolos, pecíolos de palmeiras, talas de cipós, hastes de arumã (Ribeiro-Berta 1985) (Apêndice 1). Com madeiras, são confeccionadas esculturas antropomórficas e zoomórficas, bancos, máscaras, instrumentos musicais, entre outros objetos rituais (Apêndice 2). Uma enorme diversidade de sementes, cascas e matéria-prima animal, como conchas de caramujos, é utilizada para produzir adornos corporais, atualmente comercializados como “biojoias” (Apêndice 2). A arte plumária é bastante disseminada entre os povos indígenas, sendo raros os que não possuem essa tradição cultural (Dorta 1981, 1986; Dorta & Cury 2000, 2010); penas de mais de 60

pássaros são utilizadas (Ribeiro-Berta 1988). São amplamente difundidos também a pintura corporal com jenipapo (*Genipa americana*) e urucum (*Bixa orellana*) e os elaborados grafismos que ornamentam corpos e objetos (Dawson 1975; Demarchi 2013, 2014; Gallois 2002; Lagrou 1996, 2007; Lévi-Strauss 1955; Müller 1990; Reichel-Dolmatof 1985; Velthem 1998, 2003, Vidal 1992). Cabe ressaltar, ainda, a cerâmica dos povos pré-colombianos – com destaque para a cultura Marajoara – e atuais (Apêndice 2).

2.2.5 Apoio a identidades

O Brasil abriga uma expressiva pluralidade social – representada por mais de 300 povos indígenas e dezenas de outras populações tradicionais, como pescadores, quilombolas, seringueiros, ribeirinhos, quebradeiras de coco-babaçu, pantaneiros, vazanteiros, veredeiros e geraizeiros – que revela uma diversidade cultural tão rica quanto a biológica. Além disso, o país recebeu, ao longo de sua história, fluxos migratórios de populações oriundas de diversas regiões do mundo, favorecendo a formação de uma nação multicultural que se destaca, também, por uma rica diversidade religiosa (Fernandes-Pinto & Irving 2015).

A cultura e a identidade de um povo estão intrinsecamente ligadas aos elementos tangíveis e intangíveis da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Há vários exemplos de sociedades indígenas que, levadas para outras paragens, insistiram em retornar, muitas vezes a pé, para o território com que se identificavam, como é o caso dos povos Nambikwara (Price 1969, 1972, 1982; Costa-Ribeiro 2002), Pannará (Arnt *et al.* 1998; Cohen Marleine 1996), Katxuyana (Caixeta & Girardi 2012; Caixeta 2008, 2015) e Kawaiweté (Meliá-Bartomé 1993; Pagliaro-Heloisa 2002; Silva-Mosimann 1999; Silva-Mosimann *et al.* 2000). Entre os Pataxó (BA) e os Potiguara (PB), a retomada de seus territórios ancestrais, de onde foram expulsos, se deu pela abertura e o plantio de roças (Arruda Campos 2016; Cardoso *et al.* 2011). Os Guarani Kaiowá (MS) buscam legitimar a reivindicação da posse de sua terra ancestral com base nos saberes locais acerca das plantas medicinais. Estudos etnobotânicos demonstram a especificidade, a singularidade e a antiguidade desse conhecimento pelos Kaiowa do Tekoha Taquara (Million *et al.* 2018). Contudo, os povos indígenas não são os únicos que estabelecem estreita relação com a natureza. A cultura gaúcha, por exemplo, se desenvolveu atrelada à lida com o gado no campo nativo. Ou seja, ela é consequência direta das características ecológicas do sul do país, com pastagens naturais de alta biodiversidade e elevado potencial forrageiro (Overbeck *et al.* 2007).

Sítios naturais sagrados são pontos específicos na paisagem onde se torna especialmente evidente o vínculo íntimo entre a população ou o povo local e seu lugar de origem. Até o momento, foram registrados mais de 500 desses sítios em todas as regiões do país, representados por uma ampla gama de tipologias de

elementos naturais. Estes estão associados a múltiplas manifestações culturais e são consagrados por povos indígenas, populações tradicionais, comunidades quilombolas e seguidores de crenças religiosas e outras linhas espiritualistas. Alguns sítios são famosos e atraem visitantes de várias partes do Brasil e do mundo, como o Monte Roraima (RR), as Cataratas do Iguaçu (PR), a Gruta de Bom Jesus da Lapa (BA) e o Morro do Corcovado (RJ). Outros são conhecidos apenas por determinados grupos sociais. Foi identificado também que o uso religioso é relevante e faz parte da dimensão do uso público de mais de 100 unidades de conservação no país (Fernandes-pinto 2017).

2.2.6 Experiências físicas e psicológicas

Conhecer e vivenciar a natureza deixa as pessoas mais felizes e saudáveis (Russell *et al.* 2013). Há diversos benefícios da interação com o meio natural para a saúde física, o desempenho cognitivo e o bem-estar psicológico (Keniger *et al.* 2013). Da mesma forma, a degradação ambiental (ex., poluição do ar, da água e mesmo a sonora) afeta a saúde humana, particularmente em grandes áreas urbanas. As áreas verdes nas cidades são importantes para a qualidade ambiental e a qualidade de vida das populações urbanas (Lima & Amorim 2011; Mazzei *et al.* 2007).

O turismo na natureza (ecoturismo, turismo rural e no litoral) também contribui com o bem-estar dos turistas, além de favorecer a economia local. No Brasil, o turismo nas unidades de conservação (UCs) movimenta aproximadamente R\$ 4 bilhões por ano, gera 43 mil empregos e agrega R\$ 1,5 bilhão ao Produto Interno Bruto (PIB) (Beraldo-Souza 2016). O país possui mais de 2 mil UCs, com mais de 1,6 mil km de trilhas e 57 tipos de atividades disponíveis para uso público (Beraldo-Souza 2016). A visitação em UCs cresceu 320% no período de 2006 a 2015, atingindo o patamar de 8 milhões de pessoas no ano de 2015 (Beraldo-Souza 2016) (Figura 2.11).

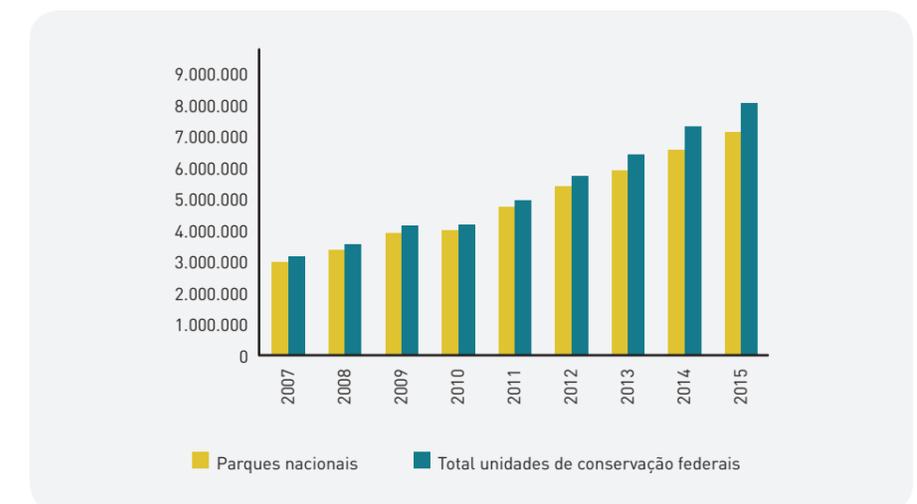


Figura 2.11. Número de visitantes em Unidades de Conservação no Brasil (2007-2015) (ICMBio 2017).

2.2.7 Manutenção de opções

Manter opções para usufruir dos benefícios da natureza no futuro exige estratégias e ações em diferentes escalas. Numa perspectiva regional, inclui o princípio de assegurar redes de áreas protegidas que possibilitarão a migração de organismos em cenários de mudanças climáticas e, com isso, a adaptação dos ecossistemas como um todo, preservando a biodiversidade regional e os serviços ecossistêmicos (Zanirato 2010). As UCs cobrem cerca de 15% do território nacional e, somente no âmbito federal, somam 327 unidades, sendo 180 de uso sustentável e 147 de proteção integral (CNUC/MMA). A rede de áreas protegidas é complementada pelas terras indígenas, que ocupam 20% da Amazônia (cinco vezes mais que as UCs) e podem ser uma barreira mais efetiva que as UCs para conter o desmatamento (Nepstad *et al.* 2006). Atualmente, há 561 terras indígenas reconhecidas ou regularizadas no país, em uma área de 116.850.683 ha (Funai 2017).

A Meta 11 de Aichi para 2020 é atingir 17% e 10% de proteção da área terrestre e marinha de cada país, respectivamente. Levando em conta a proporção de área coberta por UCs em cada bioma, observamos que, até o final de 2017, todos os biomas brasileiros (com exceção da Amazônia) estavam longe de atingir tal meta, principalmente no que diz respeito às UCs de proteção integral (Tabela 3, Figura 2.12), reduzindo as opções futuras e colocando a biodiversidade regional em risco. No início de 2018, ao criar UCs marinhas, o governo brasileiro mais que dobrou o percentual de área costeiro-marinha protegida, mas não levou em conta as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade.

A relação entre a área natural do bioma já convertida para outros usos, e o total da área efetivamente protegida em UCs pode ser utilizada para indicar o risco de conservação de um dado bioma. Nessa análise, o Pampa, especialmente deficiente em UCs, surge como o bioma mais ameaçado do país (Figura 2.12). No entanto, também chamam a atenção as altas taxas de conversão recentes em outros biomas.

Numa escala mais local, a inclusão de estratégias e ações de conservação em meio às paisagens produtivas é fundamental para garantir a manutenção de níveis mínimos de biodiversidade e de processos e serviços ecológicos de importância para populações humanas. Áreas designadas como Reserva Legal e Áreas de Proteção Permanente contribuem neste sentido, mas em muitas regiões existe um grande passivo, o que requer que a funcionalidade das paisagens seja restaurada (Soares-Filho *et al.* 2014).

Tabela 2.3. Percentagem de área protegida por unidades de conservação por bioma. Acesso em Jul/2017.

Disponibilidade per capita	Amazônia	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica	Pampa	Pantanal	Área marinha
% Proteção integral (PI)	9,9%	1,3%	3,0%	1,9%	0,5%	2,9%	0,1%
% Uso sustentável (US)	17,1%	6,4%	5,1%	6,8%	2,3%	1,6%	1,4%
% PI e US	0,3%	0,0%	0,2%	0,6%	0,0%	0,0%	0,0%
% Total	27,3%	7,7%	8,3%	9,3%	2,8%	4,5%	1,5%

FONTE: ICMBio 2017

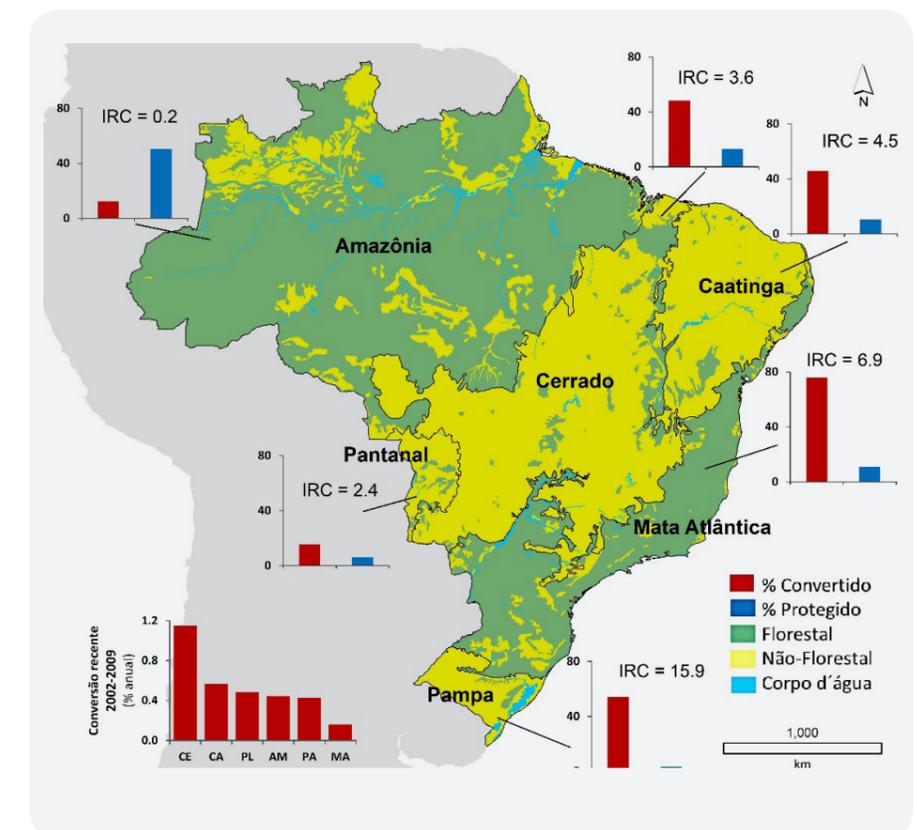


Figura 2.12. Índice de risco de conservação nos biomas brasileiros. O mapa demonstra, em verde, as áreas florestais e, em amarelo, as áreas não florestais. Os gráficos de barra indicam áreas convertidas (vermelho) e protegidas (azul; inclui UCs de categorias I-VI da IUCN, bem como terras indígenas) em 2009. O Índice de risco de conservação (IRC) é a razão de área convertida para protegida. Na esquerda, a taxa de conversão de áreas naturais recente (2002-2009) por bioma (CE = Cerrado; CA = Caatinga, PA = Pampa, PL = Pantanal, AM = Amazônia, MA = Mata Atlântica). Fonte: Overbeck *et al.* 2015, modificado.

2.2.8 Regulação climática

A biodiversidade tropical exerce um papel fundamental para a regulação do clima, armazenando cerca de 50% de todo o carbono que se encontra na vegetação terrestre e respondendo por 36% da produção primária líquida, ou seja, pela taxa de fixação de carbono (Dixon *et al.* 1994). Só a Amazônia – a mais extensa e diversa floresta tropical do mundo (Steege *et al.* 2013) – estoca 17% deste carbono. Recentemente, foi identificado que apenas 182 espécies, de um total de 3.458, armazenam 50% desse carbono, entre elas a *Eperua falcate*, a *Eschweilera coriacea*, a *Bertholletia excelsa* e a *Qualea rosea* (Fauset *et al.* 2015). Além disso, as plantas emitem compostos orgânicos voláteis (VOCs) durante seu ciclo de vida, incluindo crescimento, manutenção e decomposição (Yañez-Serrano *et al.* 2015). Na atmosfera, as moléculas de VOCs formam minúsculos cristais ou aerossóis que servem como núcleos de condensação de nuvens (NCN), atraindo o vapor d'água e formando gotas de chuva (Silva-Dias *et al.* 2002).

A Bacia Amazônica, por exemplo, funciona como um gigante reator biogeoquímico, influenciando o clima regional (Artaxo *et al.* 2013). Emissões biogênicas de gases e partículas de aerossóis, em combinação com a alta umidade e a intensa radiação solar, mantêm ciclos químicos e físicos que sustentam o ciclo hidrológico da bacia (Martin *et al.* 2016). Existem diferenças fundamentais entre as espécies de árvores tropicais quanto aos tipos de VOCs emitidos, os quais possuem reatividades distintas (Jardine *et al.* 2013; Jardine *et al.* 2017). Portanto, a biodiversidade da floresta tem uma função essencial na regulação da composição atmosférica e do clima. O ecossistema amazônico usa a matéria-prima das emissões vegetais e microbianas, em combinação com altos níveis de vapor de água, radiação solar e foto-oxidantes, para produzir partículas de aerossol orgânico secundário (SOA) e de aerossol biológico primário. Estas estabelecem fortes interações com a atmosfera (Pöschl *et al.* 2010; Martin *et al.* 2010a, 2010b, 2016; Artaxo *et al.* 2013) colaborando, assim, com a regulação climática.

Os oceanos também desempenham papel importantíssimo na regulação climática. Eles são os grandes responsáveis pelo armazenamento do calor oriundo da radiação solar e por controlar os padrões globais de pluviosidade, enquanto as correntes oceânicas atuam na redistribuição desse calor pelo planeta. Desde 1955, mais de 90% do excesso de calor aprisionado pelos gases de efeito estufa foi retido pelos oceanos (IPCC 2013). Cerca de 60% desse calor extra está contido na camada superior de até 700 m de profundidade, enquanto 30% são estocados em camadas mais profundas (IPCC 2013). Além disso, os oceanos regulam a concentração de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, um dos principais gases do efeito estufa causador do aquecimento global. Em geral, o estoque de carbono nos oceanos é 50 vezes maior que na atmosfera e cerca de 30% das emissões antropogênicas de CO₂ nos últimos tempos foram absorvidas pelos oceanos (Le Quéré *et al.* 2018). Vale lembrar que o Brasil possui uma extensão de cerca de 4,5 milhões km² de área marinha.

2.2.9 Regulação da quantidade, fluxo e sazonalidade de água doce

A água é crucial para a existência e o bem-estar humano, e é central para a identidade, os modos de vida e os costumes de muitos povos. O fornecimento de água doce é regulado por processos ecossistêmicos em ambientes terrestres, dulcícolas e marinhos. O Brasil abriga 12% da água doce do mundo (Rebouças *et al.* 2002), porém, a disponibilidade desse recurso não é uniforme. A Amazônia é a região brasileira com maior abundância em recursos hídricos, concentrando 70% do total nacional, o que soma algo como 38 mil m³/hab. ano¹⁰.

Se, por um lado, a água tem um valor inestimável para a existência humana, por outro a valoração econômica pode contribuir para sua conservação, embora nem sempre se contabilizem todos os valores ecológicos (sustentação da biodiversidade) e socioculturais. No Brasil, por exemplo, o valor econômico atribuído ao Pantanal é de US\$ 54/ha-1 yr-1 (Seidl & Moraes 2000), e o bioma presta um importante serviço de regulação da água.

A conversão de áreas naturais (Figura 2.12) para diversos usos humanos altera os regimes de chuva e a qualidade da água (e.g. Arcova & Cicco 1999; Donadio *et al.* 2005). Em contrapartida, projetos de restauração de nascentes e matas ciliares têm ajudado a melhorar a qualidade da água doce (e.g. Arcova *et al.* 1998), como no caso da restauração de nascentes do rio Xingu, envolvendo comunidades indígenas (Quadro 2.1).

QUADRO 2.1

Campanha 'Y Ikatu Xingu: Governança ambiental da região das nascentes do Xingu (MT, Brasil)

A Amazônia é um bioma repleto de conflitos com relação ao uso do solo, da água e da biodiversidade. Um caso emblemático é a região das nascentes do rio Xingu, que totaliza 17 milhões de hectares no Mato Grosso. Nos últimos 50 anos, a região perdeu cerca de 5 milhões de hectares de florestas e cerrados. Junto com isso, veio a perda de qualidade e de disponibilidade da água do rio, testemunhada pelas narrativas dos Kĩsêjê, que atestaram um aumento de doenças, como a diarreia. Nesse contexto, surgiu a Campanha 'Y Ikatu Xingu, articulada entre organizações públicas e privadas pelo Instituto Socioambiental, e voltada à proteção e à recuperação das nascentes do Xingu. A ação coletiva incentivou a restauração florestal e a obrigatoriedade dos produtores em adequar as propriedades rurais às exigências legais. Isso estimulou a demanda por projetos de restauração e por sementes florestais na Rede de Sementes do Xingu, que contribuiu para a governança ambiental, a recomposição das APPs por meio do plantio direto de sementes nativas, e a recuperação da qualidade e da quantidade de água. (Sanchez 2015)

10. http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_proecotur/_publicacao/140_publicacao09062009025910.pdf

2.2.10 Regulação da qualidade de água doce e costeira

Os processos ecossistêmicos são fundamentais para regular a qualidade das águas continentais e costeiras, por meio de filtração, retenção e sequestro de sedimentos, patógenos, nutrientes e metais pesados. No Brasil, as principais fontes de poluentes da água são os esgotos domésticos e industriais (fontes pontuais) e os resíduos provenientes da agroindústria, da agropecuária e do lixo (fontes difusas); além da redução da cobertura vegetal e o manejo inadequado das terras, o que favorece o transporte de sedimentos e substâncias contaminantes até os rios. De acordo com dados da Agência Nacional de Águas (Figura 2.13), a qualidade da água no país é ruim ou péssima próximo a grandes centros urbanos e em áreas semiáridas, mas é considerada boa na maioria dos pontos analisados.

Uma avaliação dos rios do bioma Mata Atlântica realizada em 73 municípios de 11 estados, além do Distrito Federal, apontou que, entre os 240 locais examinados, nenhum apresentou qualidade ótima, 2,5% foram considerados bons, 70% estão em situação regular, 26,2% foram classificados como ruins e 1,3% péssimos. Nestes dois últimos casos, as águas estão indisponíveis para uso e sem condições de abrigar vida aquática (SOS Mata Atlântica 2017).

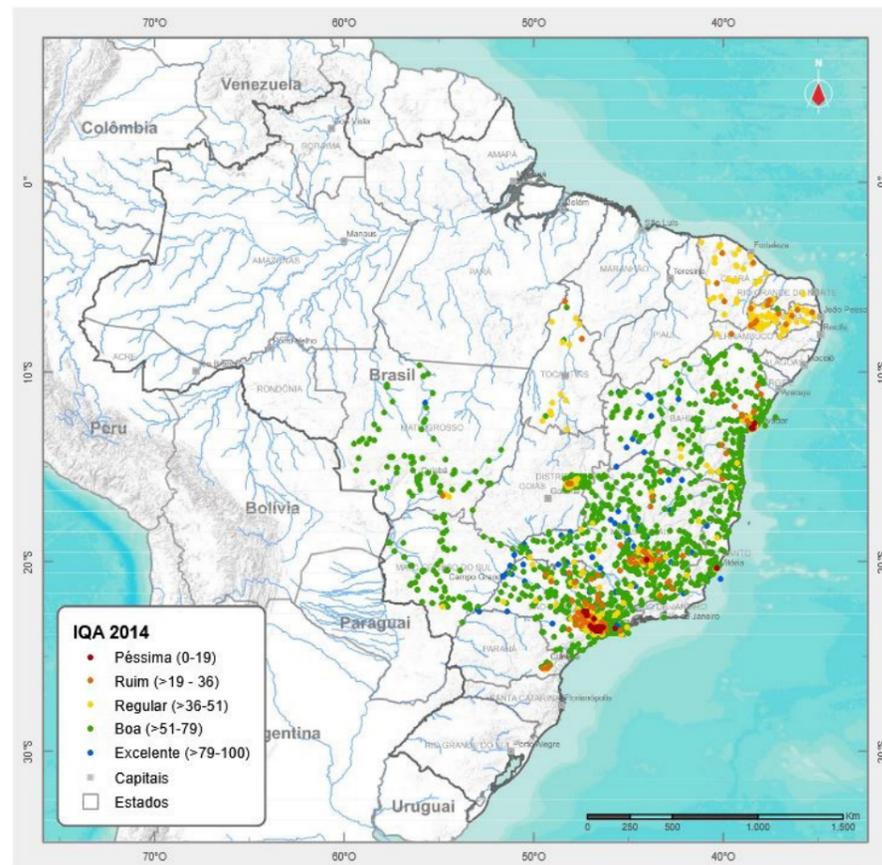


Figura 2.13. Índice de Qualidade da Água (IQA) para o ano de 2014 (ANA 2016).

No que diz respeito às águas interiores, não há monitoramento sistemático em larga escala para avaliar tendências de melhora ou piora na qualidade da água. Já para as águas costeiras, o monitoramento de 10 anos do litoral paulista indica uma tendência de piora da qualidade da água em praias próximas aos centros urbanos (e.g., Itaguá em Ubatuba; Itaquanduba em Ilhabela; Perequê no Guarujá). Nota-se também uma baixa qualidade da água em Santos, São Vicente e Praia Grande, grandes cidades com alto nível de impacto antrópico, incluindo o principal porto do Brasil (Figura 2.14). Em algumas praias, a piora da qualidade da água pode ser devido a condições climáticas ou oceanográficas temporárias (e.g., na região de Itanhaém, observa-se uma piora da qualidade na maioria das praias em um mesmo período do ano).

2.2.11 Regulação de ameaças (*hazards*) e prevenção de desastres socioambientais

A biodiversidade tem importante papel na prevenção ou mitigação dos desastres socioambientais (Santos 2012; Van Slobbe *et al.* 2013; Munang *et al.* 2013). Alguns exemplos: matas ciliares que minimizam processo de assoreamento de rios e lagos, evitando inundações; mangues que impedem erosão costeira; florestas que contêm deslizamento de encostas; vegetação que regula o microclima reduzindo as secas. No Brasil, entre 1991 e 2010, foram registrados 31.909 desastres associados a secas, inundações graduais, inundações bruscas, tornados, movimentos de massa, granizo e erosão de linha, fluvial e costeira (Ceped/UFSC 2012). Em que pese o fato de que esse valor está subestimado¹¹, é possível notar uma tendência de aumento no número de desastres no país nessas duas décadas (Figura 2.15). O índice mais alto de ocorrências registradas é relacionado às situações de secas (53% do total) e as regiões Nordeste e Sul foram as mais afetadas.

As inundações bruscas e os alagamentos foram o segundo tipo mais frequente de desastres socioambientais no Brasil (21% do total), sobretudo na região Sul durante a primavera e o verão. Vendavais e granizos impactam também principalmente essa região, graças a sistemas frontais mais intensos. Os movimentos de massa (quedas, tombamentos e rolamentos de rochas, deslizamentos e corridas de massa) foram responsáveis por 2% dos registros (Ceped/UFSC 2012). Sabe-se, entretanto, que os números reais são mais altos, mas costumam ser incluídos nos registros de inundações ou subestimados devido à dificuldade de contabilização (Saito *et al.* 2015).

O número de óbitos (Figura 2.16) é um dos critérios usados para definir um

11. O número real é provavelmente mais alto, considerando que o levantamento mencionado contabilizou apenas os desastres relatados oficialmente em declarações de situação de emergência ou estado de calamidade pública.

evento como desastre. Somente em janeiro de 2011, na região serrana do Rio de Janeiro, foram registradas 947 mortes e 300 pessoas desaparecidas em decorrência de movimentos de massa deflagrados por precipitação acumulada em 24 horas de 241,8 mm, com pico de 61,8 mm em uma hora (Dourado *et al.* 2012). É importante considerar que as regiões Sul e Nordeste têm sido severamente abaladas pela ocorrência e recorrência de desastres socioambientais, embora registrem menos óbitos.

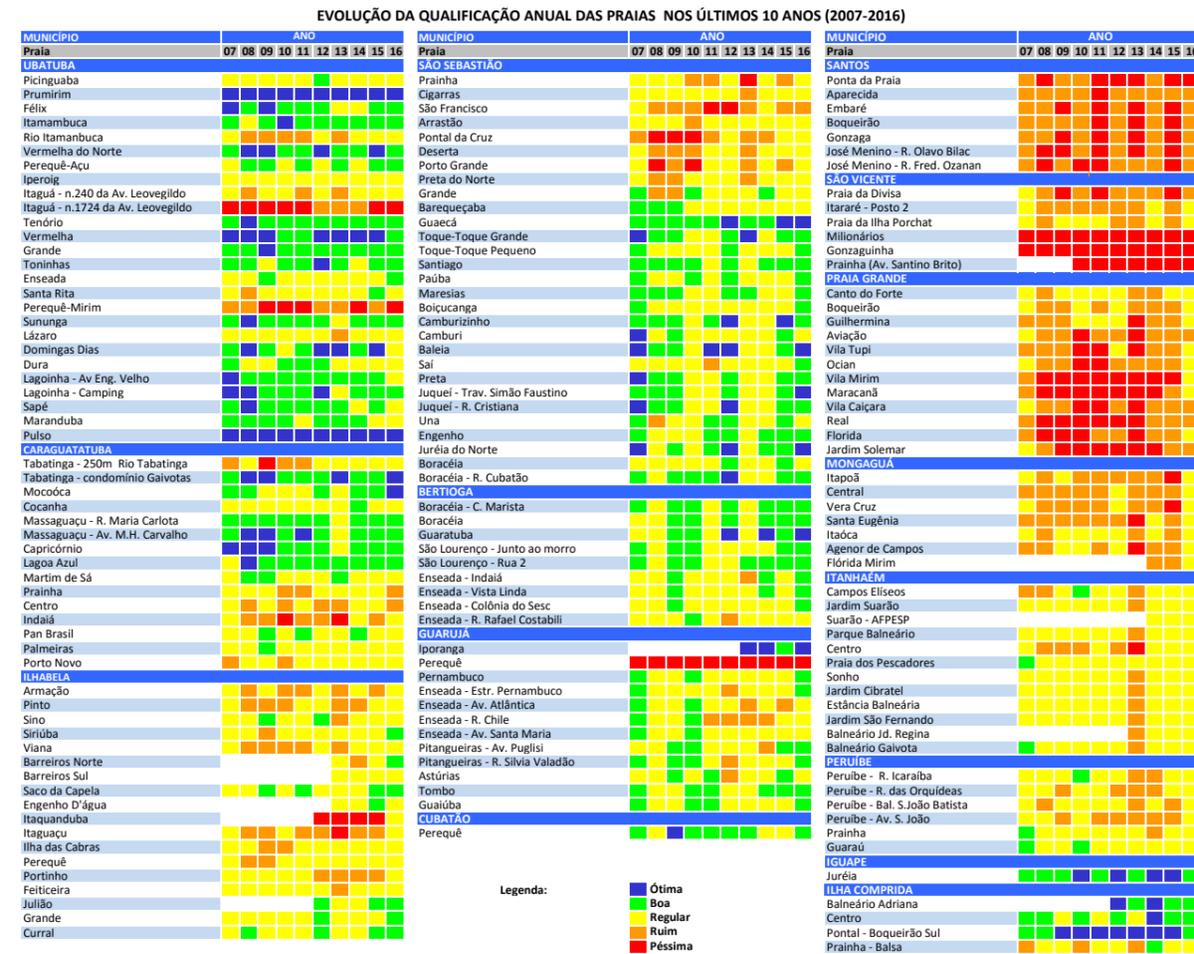


Figura 2.14. Evolução da qualidade anual das praias de São Paulo entre 2007-2016. Acesso em: Jan/2018. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/praias/wp-content/uploads/sites/31/2018/01/Mo-saico-2016.pdf>

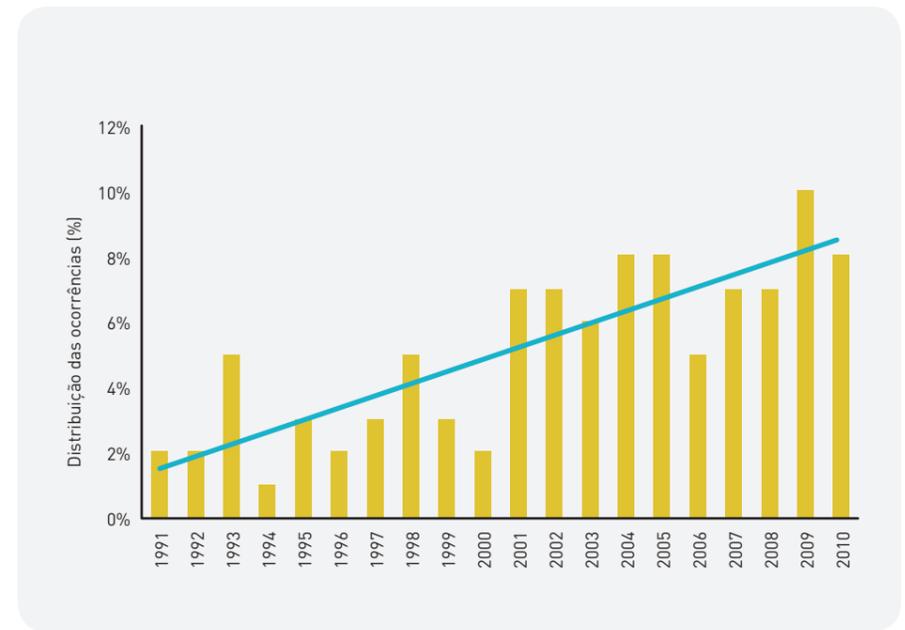


Figura 2.15. Distribuição anual de desastres socioambientais no Brasil em relação ao número total de registros (1991 a 2010) (adaptado de Saito *et al.* 2015).

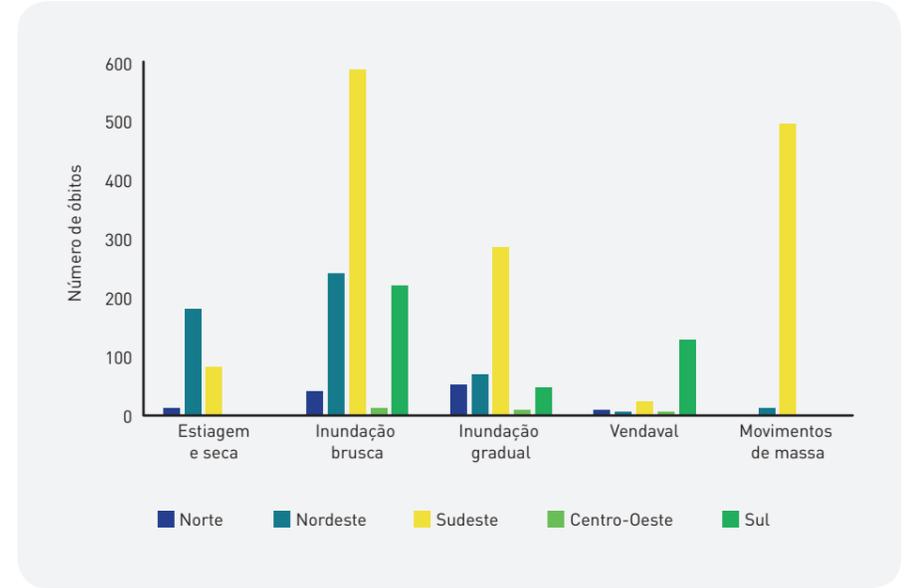


Figura 2.16. Registros de óbitos em consequência de desastres socioambientais no Brasil, de 1991 a 2010 (adaptado de Saito *et al.* 2015).

No que se refere aos prejuízos econômicos oriundos de eventos climáticos extremos no Brasil, estimativas relacionadas a três tipos de desastres socioambientais (enxurradas, inundações e movimentos de massa) (Ceped/UFSC 2013), entre os anos 2002 e 2012, indicam que a perda total oscilou entre R\$ 180 bilhões

(cálculo usando o coeficiente R\$/Desabrigado), R\$ 300 bilhões (coeficiente R\$/Desalojado) e R\$ 358 bilhões (coeficiente R\$/Afetado), com valor médio de R\$ 278 bilhões. Esse prejuízo, quando analisado por região e comparado ao valor do PIB, mostra que o Norte e o Nordeste foram as áreas mais impactadas (Young *et al.* 2016) (Tabela 2.4).

Tabela 2.4: Perda média anual com desastres socioambientais sobre o PIB médio anual (2002-2012).
Fonte: Young *et al.* 2016.

Região	Perdas com desastres/PIB (%)
Centro-oeste	0,22
Sudeste	0,48
Sul	0,66
Nordeste	1,51
Norte	1,61

2.2.12 Criação e manutenção de habitat

Em paisagens dominadas pelo homem, remanescentes dos ecossistemas naturais contribuem, entre outras coisas, para: prover habitat para polinizadores de culturas agrícolas e para organismos que exercem o papel de controlador de pragas, prevenir erosão e assoreamento de rios, e regular o microclima em áreas de cultivo adjacentes, trazendo, inclusive, vantagens econômicas para os produtores rurais (Steingröver *et al.* 2010; Garibaldi *et al.* 2016; Potts *et al.* 2016; Hipólito *et al.* 2018). Alguns instrumentos políticos como a Reserva Legal e as Áreas de Preservação Permanente (APPs) visam garantir uma porcentagem mínima de vegetação nativa em áreas ainda não transformadas, bem como a restauração de parte das áreas alteradas a fim de se restabelecer os habitats e parte dos serviços ecossistêmicos ali gerados.

A criação e/ou manutenção de áreas verdes em zonas urbanas, além de favorecer diretamente o bem-estar da população humana, provê habitat para a flora e a fauna. Os parques e as praças oferecem à população uma variedade de opções de lazer, espaços para prática esportiva e centros culturais e educativos, todos rodeados por uma diversidade de animais e plantas. As áreas verdes também colaboram para a regulação do microclima e da qualidade do ar, entre outros serviços ecossistêmicos. Em grandes metrópoles, com alta densidade populacional, a importância dessas áreas é ainda mais relevante. A Sociedade Brasileira de Arborização Urbana recomenda 15 m²/hab de área verde (SBAU 1996 *apud* Bertini *et al.* 2016), porém este índice está longe de ser alcançado pelas

grandes metrópoles brasileiras. E, mesmo em algumas cidades de porte médio onde a extensão de área verde pública está acima do indicado, as diferenças entre as regiões da cidade são preocupantes (Bertini *et al.* 2016), assim como a real acessibilidade da população a estas áreas. Além das áreas verdes urbanas, a manutenção de remanescentes de vegetação nativa em municípios com grandes aglomerações também proporciona a geração de serviços ecossistêmicos para o bem-estar da população. O município de São Paulo, por exemplo, possui 45 mil hectares de vegetação nativa da Mata Atlântica, o que representa 30,4% de seu território (São Paulo 2017). Entretanto, tal vegetação está concentrada em apenas algumas áreas do município, beneficiando a população urbana de maneira desigual. Vários bairros da capital paulista, inclusive, contêm menos de 1 m²/habitante de área verde¹².

As sociedades indígenas passadas e contemporâneas também são responsáveis pela criação, manutenção e salvaguarda de habitats antropogênicos que são importantes para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, tanto na Amazônia (Balée 2010a, 2010b; Heckenberger *et al.* 2003; Levis *et al.* 2017; Nepstad *et al.* 2006), como no Cerrado (Mistry *et al.* 2005). Em especial, podemos destacar as terras pretas, que são reconhecidas por sua fertilidade (Junqueira *et al.* 2016a, 2016b).

2.2.13 Regulação da qualidade do ar

A qualidade do ar afeta significativamente a saúde humana. Em 2012, cerca de 7 milhões de mortes foram causadas, direta ou indiretamente, pela poluição do ar em todo o mundo (WHO 2015b).

A troca constante de gases entre a vegetação e a atmosfera influencia a qualidade do ar, principalmente pela remoção, interceptação e deposição de poluentes (Fowler *et al.* 2009). Esse processo, contudo, também impacta a flora. Hoje um dos principais poluentes no ar é o ozônio (O₃) que, assim como o dióxido de enxofre (SO₂) e o dióxido de nitrogênio (NO₂), é removido por meio dos estômatos das folhas, bem como através da interceptação pelas folhas. Neste sentido, ampliar a densidade de árvores na cidade pode contribuir, localmente, para melhorias na qualidade do ar (Nowak *et al.* 2006). No entanto, plantas tropicais são sensíveis ao estresse oxidativo resultante do contato com os poluentes; cada espécie responde de forma diferente ao aumento de gases nocivos (Furlan *et al.* 2006). Além disso, a presença de vegetação atenua a radiação solar, modificando o microclima ao diminuir a temperatura e incrementar a umidade relativa do ar em decorrência do processo de evapotranspiração. Isso beneficia áreas urbanas como São

12. <https://www.areasverdesdascidades.com.br/2004/05/areas-verdes-publicas-por-habitante-na.html>

Paulo e Campinas, onde zonas mais arborizadas possuem temperatura média até 2°C abaixo daquela apresentada em locais sem arborização (Martelli & Santo Jr. 2015; Spangenberg *et al.* 2008).

Outro processo importante é a emissão de compostos orgânicos voláteis (VOC) pelas próprias árvores (Souza *et al.* 2002). VOC são moléculas que servem como núcleos de condensação da nuvem (NCN), atraindo uma grande quantidade de vapor de água e formando gotículas grandes e pesadas que precipitam rapidamente na mesma região em que se formaram (ver seção 2.2.9).

2.2.14 Regulação de organismos prejudiciais a humanos

A perda de biodiversidade e a emergência de doenças compartilham vetores comuns – desflorestamento, poluição, modificação de águas superficiais, urbanização, dentre outros – que geram riscos diferenciados de exposição aos patógenos, ao modificar a dinâmica da comunidade ecológica (WHO 2005). Estima-se que em 60% das doenças infecciosas que acometem humanos, o patógeno tenha se multiplicado ou vivido parte de seu ciclo em um ou mais organismos, demonstrando a importância da riqueza biológica na regulação dos processos infecciosos. Os ambientes ricos em espécies animais permitem ao patógeno circular por uma gama de vetores e hospedeiros, que impedem ou dificultam o ciclo de transmissão (Johns & Maundu 2006; Schmidt & Ostfeld 2001; Keesing *et al.* 2006). Isso contribui para que permaneçam baixas as taxas de transmissão bem-sucedida do patógeno no meio natural, embora seja reconhecido que as complexas interações vetor-hospedeiro-patógeno gerem riscos de infecção muito diferentes para cada doença (Randolph & Dobson 2012). Essa relação inversa entre a biodiversidade e o risco de doenças foi observada para várias enfermidades com ciclos epidemiológicos simples ou complexos, incluindo algumas de relevância no contexto brasileiro (e.g., esquistossomose e hantavirose) (Schmidt & Ostfeld 2001; Keesing *et al.* 2006). Outro fator relevante que surge da riqueza biológica é a possibilidade de monitorar surtos de doenças que emergem primeiro no ambiente natural. Essa estratégia foi utilizada em alguns municípios brasileiros durante o maior surto de febre amarela registrado nos últimos 70 anos, que ocorreu em 2017. Entre dezembro de 2016 e janeiro de 2017 foram confirmados 326 casos da doença e 109 óbitos, a maior parte deles em Minas Gerais¹³. Como comparação, no período de 1980 a 2004, foram confirmados 662 casos de febre amarela com 339 óbitos¹⁴.

13. <https://www.areasverdesdascidades.com.br/2004/05/areas-verdes-publicas-por-habitante-na.html>

14. <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/febreamarela/historico.php>

2.2.15 Polinização

A polinização é um serviço ecossistêmico importante, mas ainda pouco aproveitado no Brasil. Numa avaliação de 141 culturas agrícolas no país, concluiu-se que 85 delas dependem de polinização animal. Quase um terço apresentou dependência grande ou essencial dos polinizadores, o que significa que na ausência de polinização poderá haver redução entre 40-100% da produção. Deste grupo, apenas cinco não são espécies alimentícias, como é o caso da juta, do sisal, do algodão, do tabaco e da seringueira. A contribuição econômica anual dos polinizadores relacionada à produção agrícola é estimada em US\$ 12 bilhões. Essa avaliação considerou os valores das culturas dependentes da polinização (quase US\$ 45 bilhões) para o ano 2013, listados no IBGE. Vale salientar que a cultura da soja é responsável por metade dessas cifras (US\$ 5,7 bilhões de contribuição dos polinizadores e US\$ 22 bilhões de produção anual). Foram listadas 250 espécies de polinizadores associadas a 75 culturas agrícolas brasileiras, e a maioria das espécies citadas são abelhas pertencentes à família *Apidae*, com destaque para os gêneros *Melipona*, *Xylocopa*, *Centris* e *Bombus*. (Giannini *et al.* 2015a, 2015b). A valoração econômica da polinização já foi feita experimentalmente para o café (de Marco & Coelho 2004), observando-se um aumento de 14,6% na produção atribuído aos serviços de polinização das florestas. No caso do maracujazeiro houve ainda uma melhoria na qualidade do fruto polinizado pelas abelhas, que é mais doce (Junqueira & Augusto 2017). A polinização, além de contribuir para a alimentação e a renda de pequenos agricultores, propicia frutos de melhor qualidade e com maior longevidade na prateleira.

Enquanto abelhas, mariposas, moscas e besouros estão entre os polinizadores mais abundantes e importantes do país (Imperatriz-Fonseca *et al.* 2012), há outros grupos de animais que também possuem uma alta relevância para a polinização. Em 2012, Buzato *et al.* (2012) listaram, para o Brasil, 350 espécies de angiospermas distribuídas em 156 gêneros e 47 famílias com registros de interações com visitantes florais vertebrados (338 espécies de polinizadores efetivos ou potenciais), dentre eles aves, morcegos, mamíferos não voadores e répteis.

O manejo ativo de polinizadores na agricultura brasileira é incipiente comparado com outros países e regiões do mundo (Imperatriz-Fonseca *et al.* 2012). Apesar da grande diversidade de espécies animais capazes de polinizar os inúmeros cultivos agrícolas existentes no país, a introdução e/ou o manejo de polinizadores com esse objetivo tem se limitado à abelha exótica *Apis mellifera*. Entretanto, outras espécies de abelhas também são importantes para a polinização de frutíferas, sendo necessárias para o cultivo do melão (*Cucumis melo*) no Nordeste, da maçã (*Malus domestica*) no Sul (Petri *et al.* 2011) e na Bahia (Viana *et al.* 2014), do caju (Freitas 1995) – cujo polinizador principal é a abelha solitária *Centris* – e do maracujá, polinizado por abelhas grandes como a *Xylocopa* e a *Bombus* (Junqueira *et al.* 2013). Dependem igualmente dos polinizadores a castanha do Pará, o açaí e o cupuaçu, além de muitos outros frutos de relevância regional na Amazônia.

Estimativas indicam que entre 40 e 90% das árvores nativas brasileiras são polinizadas por abelhas sem ferrão (Meliponini) (Kerr *et al.* 1996: 13; Rodrigues 2005: 5; Coletto-Silva 2005: 6). Muitos povos indígenas¹⁵ detêm amplo conhecimento associado a essas abelhas que constituem elementos importantes em sua vida sociocultural, incluindo nichos, estruturas dos ninhos, ciclo de vida, alimentação, comportamento, ecologia e morfologia de melipolíneos.

2.2.16 Regulação da acidificação dos oceanos

Os oceanos desempenham um papel importante na absorção de uma fração significativa de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico, sendo estimada em cerca de $-2.0 \pm 1.0 \text{ Pg C yr}^{-1}$ quando considera-se o ano 2000 como referência (Takahashi *et al.* 2009). Por outro lado, sabe-se que aproximadamente 30% das emissões antrópicas de CO₂ são absorvidas pelos oceanos (Le Quéré *et al.* 2016). Em longo prazo, isso resulta no processo de acidificação dos oceanos, devido à diminuição do pH da água do mar. Porém, ainda existem incertezas em relação (i) às taxas de transferência desse gás entre os compartimentos (atmosfera, oceanos etc.), (ii) ao comportamento esperado das zonas costeiras e determinadas zonas oceânicas, i.e., atuação como zonas emissoras ou absorvedoras desse gás, e (iii) aos processos principais envolvidos no controle dessas trocas gasosas em várias regiões do globo, como é o caso do oceano Atlântico Sul (Doney *et al.* 2009a, 2009b).

Até o momento, são poucas as estimativas já realizadas nas margens da costa brasileira com foco nesses três fatores acima (e.g. Kerr *et al.* 2016; Lencina-Avila *et al.* 2016; Ito *et al.* 2016; Ito *et al.* 2005; Orselli *et al.* 2019). Os estudos mais recentes indicaram que certas regiões da plataforma e quebra de plataforma continental sudeste do Brasil atuaram como zonas emissoras de CO₂ durante os períodos de primavera/verão de 2010/2011 (Ito *et al.* 2016), primavera de 2014 (Kerr *et al.* 2016) e inverno de 2015 (Orselli *et al.* 2019). Em oposição, parte da plataforma continental sul apresentou um comportamento de absorção de CO₂ na primavera de 2011 (Lencina-Avila *et al.* 2016). Considerando o armazenamento de parcelas antropogênicas de CO₂ e as taxas de alteração do pH nos oceanos, observou-se que a água central do Atlântico Sul (~400 m de profundidade), que aflora em superfície na costa do Rio de Janeiro, tem acidificado (i.e., diminuído seu pH) a uma taxa de -0.0016 ano^{-1} (Salt *et al.* 2015). Isto pode ser potencialmente prejudicial para o desenvolvimento de organismos marinhos,

15. Por exemplo, os Kayapó-Gorotire (Jê / PA) identificam 56 espécies (Camargo & Posey 1990; Posey 1983, 1986); os Ticuna descrevem 48 espécies, os Mura, 17 e os Kokama, 6 (Coletto-Silva 2005: 171); os Pankararé 23 etno-espécies (Costa-Neto 2000, 2004), e os Guarani Mbyá 13 espécies de abelhas sem ferrão (Rodrigues 2005).

bem como para a saúde dos ecossistemas marinhos da região. Os impactos do processo de acidificação variam: vão de alterações no desenvolvimento de organismos até impactos socioeconômicos. Entretanto, embora concentrações consideráveis de armazenamento de carbono antropogênico ($\sim 82 \mu\text{mol kg}^{-1}$) e taxas similares de acidificação tenham sido recentemente reportadas para esta massa de água, na região de talude continental sul-sudeste do Brasil, ainda não são identificadas ali alterações da saturação de carbonato de cálcio (Carvalho-Borges *et al.* 2018).

2.2.17 Formação e proteção de solos e sedimentos

Os solos têm papel fundamental no suporte à vida sobre a Terra, assim como aos sistemas agropecuários e florestais. Contribuem para o bem-estar humano, por meio de múltiplos serviços ecossistêmicos, tais como: alimentos, matéria-prima, filtragem da água, ciclagem de nutrientes e decomposição de matéria orgânica (Prado *et al.* 2016). Os solos também colaboram para a segurança hídrica, alimentar e energética, a proteção da biodiversidade e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (McBratney *et al.* 2014).

As diferentes regiões do Brasil apresentam peculiaridades ambientais e culturais que afetam a ocorrência, a distribuição e a aptidão agrícola dos solos. As propriedades variam de acordo com a classe de solo, o clima, a posição do relevo, os usos e o bioma. O estoque de carbono no solo e as emissões de gases de efeito estufa estão ligados às práticas de manejo do solo e têm relação direta com as mudanças climáticas. Por isso, ações conservacionistas como as incentivadas pelo Programa Agricultura de Baixo Carbono (ABC) podem auxiliar a mitigação desses efeitos e promover a sustentabilidade no uso dos solos e na produção de alimentos.

O Brasil possui grande extensão de terras degradadas e é crescente a necessidade de uma agricultura cada vez mais sustentável (Ferreira *et al.* 2014; Guerra *et al.* 2014; Lapola *et al.* 2014). A suscetibilidade natural dos solos aos processos erosivos varia conforme a região, podendo ser acelerada em função de seu uso e manejo. No país, a erosão hídrica é a mais significativa. Estima-se que a perda total de solos gire em torno de 247 milhões de toneladas por ano no Brasil, em áreas de lavouras e pastagens. Junto com o solo, perdem-se também nutrientes e matéria orgânica, o que acarreta a poluição hídrica, causando prejuízos ao bem-estar humano (Manzatto *et al.* 2002). Neste sentido, programas de governo como as iniciativas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) hídricos muito têm a contribuir para a redução das pressões antrópicas sobre a provisão de serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas (Santos *et al.* 2010; Pagiola *et al.* 2013).

2.3 EFEITOS DAS TENDÊNCIAS EM BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS SOBRE A QUALIDADE DE VIDA HUMANA

2.3.1 Segurança alimentar

O Brasil é o maior produtor de carne bovina e de frango do planeta, figura entre os maiores produtores de grãos (seção 2.2.1) e é o maior exportador de produtos agrícolas da América Latina e do Caribe (FAO 2017). Entretanto, 0,3% de sua população (~700 mil pessoas) está em situação de insegurança alimentar grave (FAO 2017).

Nas últimas décadas, o país empreendeu esforços para reduzir a fome por meio de políticas sociais e agrícolas e, desde 2014, não integra mais o Mapa da Fome da FAO, com índice de insegurança alimentar abaixo de 5%. Há indícios de que o Brasil poderá atingir o 2º Objetivo do Desenvolvimento Sustentável (ODS) – Fome Zero até 2030 –, mas, para tanto, terá que investir em políticas públicas para populações mais vulneráveis (FAO 2017) e assegurar o acesso aos recursos alimentares por povos indígenas e populações tradicionais.

Os biomas brasileiros aportam plantas não cultivadas, agrobiodiversidade, fauna terrestre/aquática e água potável para a segurança (FAO 2003) e a soberania alimentar (Moruzzi Marques 2010) de povos indígenas e tradicionais, mas essa contribuição ainda é subavaliada (Finco 2012). Na Amazônia, as florestas e os rios fornecem proteína (Barros & Azevedo 2014; Coutinho *et al.* 2016), gordura animal, carboidratos derivados de frutas e tubérculos (Adams *et al.* 2009; Empeiraire 2000), vitaminas e sais minerais que propiciam uma dieta balanceada (Sarti *et al.* 2015; Johns & Maundu 2006; Oliveira *et al.* 2008; Gonçalves 2017; Schor *et al.* 2016). A mudança da alimentação tradicional para a industrializada tem influenciado o processo de transição nutricional observado na região (Adams & Piperata 2014; Van Vliet 2015; Sarti *et al.* 2015; Schor & Avelino 2017) e o aumento da insegurança alimentar (Oliveira *et al.* 2008).

A Caatinga apresenta os mais altos índices de insegurança alimentar do país (que atinge 46,1% da população) (Baldauf 2012). Contudo, a região detém um potencial para o aproveitamento de recursos alimentares da biodiversidade nativa (Carvalho Jr. *et al.* 2011; Costa 2011; Lucena *et al.* 2016; Baldauf 2012) e da agrobiodiversidade (Silveira 2009). Em períodos de seca, principalmente, o consumo de carne de caça é importante nessa parte do Brasil (Barboza *et al.* 2016), onde são extraídos produtos florestais não madeireiros e lenha (Baldauf 2012) e também são exploradas pastagens coletivas – “fundos de pasto” (Toni & Holanda Jr. 2008).

A biodiversidade do Cerrado é usada por populações indígenas e tradicionais para a alimentação (Pinto *et al.* 2016; Bortolotto *et al.* 2017). Embora 294 espécies de

plantas sejam potencialmente utilizáveis, seus usos ainda são pouco difundidos (Bortolotto *et al.* 2017), sendo que as frutíferas são as mais estudadas (Hamacek *et al.* 2014; Souza & Naves 2016; Avidos & Ferreira 2000; apud Souza & Naves 2016). Na Mata Atlântica, os modos de vida tradicionais e a segurança/soberania alimentar de populações indígenas e tradicionais são afetados pela drástica diminuição do bioma, pela ocupação da zona costeira e por políticas públicas de conservação restritivas que não permitem o extrativismo e a agricultura tradicional, levando à redução da agrobiodiversidade (Adams *et al.* 2013; Thorkildsen 2014; Giraldi & Hanazaki 2014; Hanazaki *et al.* 2013; Santos & Garavello 2016; Auzani & Giordani 2008). Quanto aos ecossistemas costeiros – como manguezais, restingas e costões rochosos –, além dos recursos pesqueiros/coleta (Duarte *et al.* 2014; Ferreira Barreto & Soares de Freitas 2017), a vegetação também contribui para a segurança alimentar e nutricional (Carneiro *et al.* 2010). Nos biomas Cerrado e Mata Atlântica, os povos indígenas estão particularmente ameaçados pela insegurança alimentar, devido a restrições no acesso aos recursos alimentares (Vargas *et al.* 2013; Consea 2017; ISA 2016; Barreto *et al.* 2014; Coimbra Jr. *et al.* 2005).

2.3.2 Segurança hídrica

Segurança hídrica significa “garantir que ecossistemas de água doce, costeira e outros relacionados sejam protegidos e melhorados; que o desenvolvimento sustentável e a estabilidade política sejam promovidos; que cada pessoa tenha acesso à água potável suficiente a um custo acessível para levar uma vida saudável e produtiva, e que a população vulnerável seja protegida contra riscos relacionados à água” (World Water Forum, 2000). Além disso, é inegável que todos os aspectos do desenvolvimento social e econômico, frequentemente definidos pelo nexo alimento-energia-saúde-ambiente, são dependentes da água.

O Brasil é um dos países com maior abundância de água doce do planeta. Porém, a distribuição natural desse recurso não é equitativa entre as regiões. O Norte, por exemplo, concentra cerca de 80% da quantidade de água disponível, mas representa apenas 5% da população nacional. Já as regiões próximas ao Oceano Atlântico abrigam mais de 45% da população e menos de 3% dos recursos hídricos do país. O 6º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) aborda a segurança hídrica, com a meta de “assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e o saneamento para todos” até 2030. No Brasil, tanto o volume de água tratada (Figura 2.17) como o número de municípios com coleta e tratamento de esgotos (Figura 2.18) têm uma distribuição bastante heterogênea nas diferentes bacias hidrográficas, e nem sempre proporcional ao tamanho da população residente.

Em 2010, 82,85% dos domicílios brasileiros possuíam rede geral de abastecimento de água, sendo que o Sudeste era a região que apresentava a melhor condição

(90,28% dos domicílios) e o Norte a pior (54,48%). Em relação à potabilidade da água, o abastecimento por rede geral de distribuição pública é, potencialmente, o mais apropriado para o consumo humano, ainda que não seja possível garantir sua qualidade. As demais fontes de abastecimento (cisterna, poço, captação do telhado) têm menor qualidade média potencial ou maior dependência de terceiros para manter a qualidade (Landau & Moura 2010).

Nas áreas urbanas, 19 milhões de pessoas não contam com acesso ao sistema de distribuição de água potável, assim como 21 milhões que vivem em áreas rurais (SNIF 2010). A falta de saneamento adequado, além de outras fontes pontuais e difusas de entrada de contaminantes nos recursos hídricos que comprometem a qualidade e a quantidade de água para seus usos múltiplos, fazem com que o Brasil contenha regiões de alto risco para a segurança hídrica. Um estudo envolvendo 81 municípios brasileiros, principalmente da região Sudeste, realizado de 2003 a 2008, demonstrou clara associação entre saneamento básico precário, pobreza e índices de internação por diarreias (Trata Brasil 2010).

ESTUDO DE CASO 1

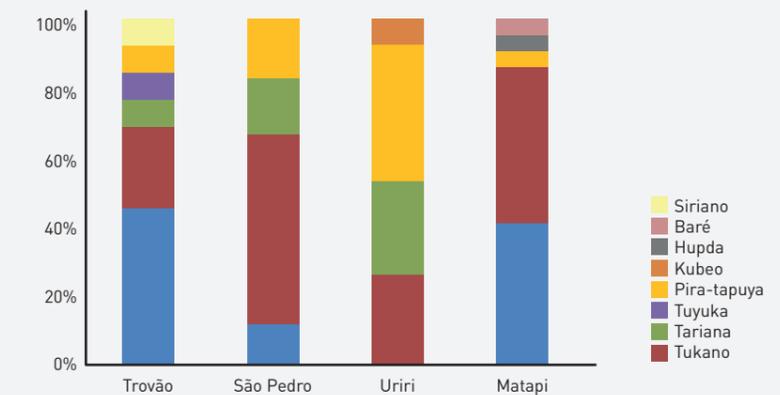
Cerrado e Pantanal

A Amazônia Bortolotto *et al.* (2017) apresentam os resultados da iniciativa de criação de uma rede de instituições parceiras para aumentar a renda e a segurança alimentar de famílias rurais no Cerrado e no Pantanal, por meio da valorização da biodiversidade local. Diversos produtos alimentares foram desenvolvidos para o mercado, como geleias de frutíferas, biscoitos de amêndoa de bocaiuva (*Acrocomia aculeata*) misturada com castanhas de baru (*Dipteryx alata*) ou com jenipapo (*Genipa americana*), farinha de acuri (*Attalea phalerata*) e polpa de laranjinha-de-pacu (*Pouteria glomerata*).

ESTUDO DE CASO 2

Amazônia

Gonçalves (2017) investigou as plantas alimentícias utilizadas pelos povos indígenas da Bacia do rio Uaupés/AM oriundas de cultivos agroflorestais e do extrativismo. Foram identificadas 163 plantas, pertencentes a 51 famílias botânicas e 106 gêneros, que são cultivadas/coletadas de vários tipos de ambientes, contribuindo para a sua segurança alimentar. As figuras abaixo mostram a diversidade étnica (a) e a variedade de ambientes (b) onde as plantas são encontradas pelos povos do rio Uaupés.



(a) Composição étnica dos entrevistados nas comunidades de Trovão, São Pedro, Uriri e Matapi no Baixo Rio Uaupés-AM.



(b) Percentual de espécies alimentícias em diferentes ambientes de cultivo e coleta.

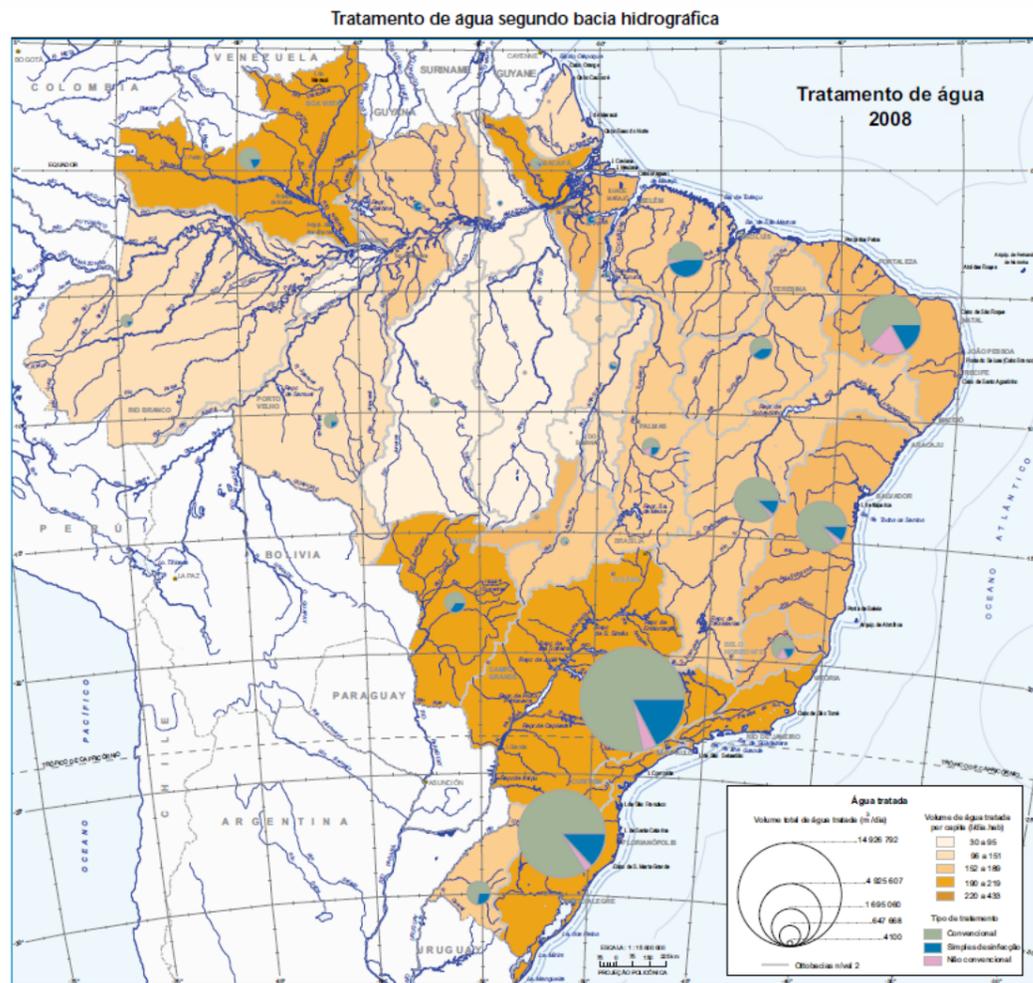


Figura 2.17. Distribuição do volume de água tratada nas diferentes bacias hidrográficas brasileiras (IBGE 2008 – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico e Agência Nacional de Águas/ANA).

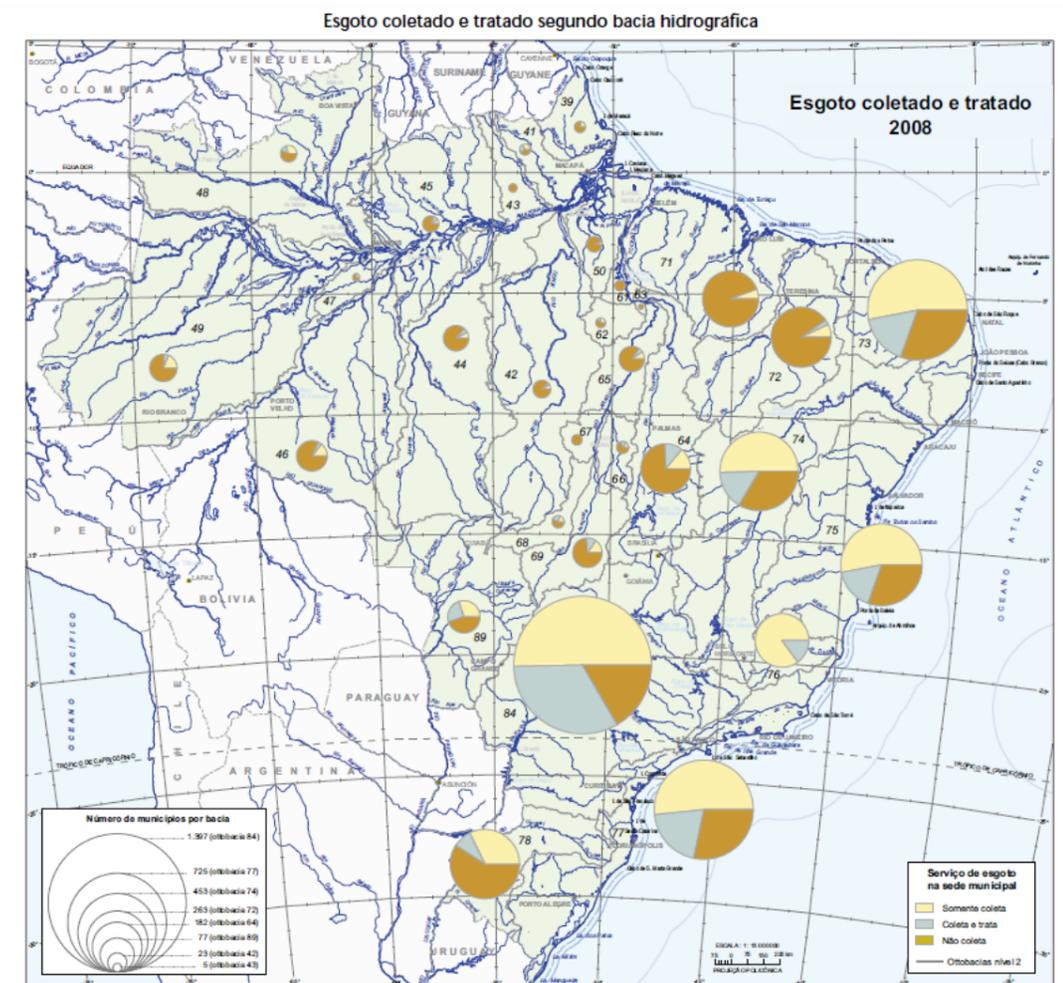


Figura 2.18. Coleta e tratamento de esgotos em municípios nas diferentes bacias hidrográficas brasileiras. (IBGE 2008 – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico e Agência Nacional de Águas/ANA).

2.3.3 Segurança energética

A segurança energética diz respeito ao 7º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS), cuja meta é “assegurar o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia para todos”. A porcentagem da população brasileira que tinha acesso à energia elétrica em 2014 era de 99,7% (Banco Mundial 2014), colocando o Brasil entre os 15 países do continente americano com maior acesso à energia.

A matriz de energia elétrica do país é predominantemente hidrelétrica (Brasil 2017b), e inclui outras fontes renováveis como as pequenas centrais termelétricas, a biomassa e as eólicas (Figura 2.19). A geração de energia elétrica a partir de fontes não renováveis soma menos que 20% do total nacional (Brasil 2017b).

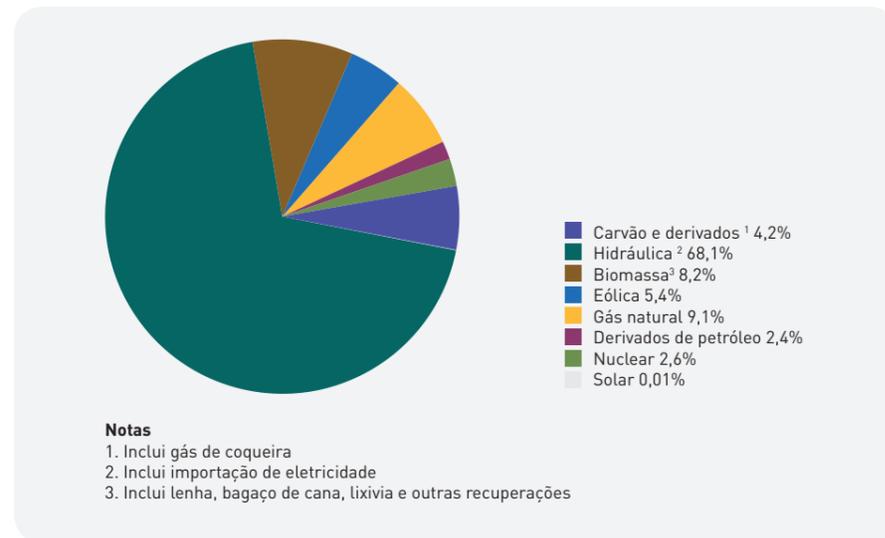


Figura 2.19. Oferta interna de energia elétrica por fonte (Brasil 2017b).

A energia hidrelétrica, apesar de ser comumente categorizada como renovável, pode causar grandes impactos socioambientais por meio da construção de barragens, colocando em xeque tal classificação (Fearnside 2004; Magalhães & Cunha 2017). Os prejuízos sociais – que incluem a perda de territórios onde se praticam modos de vida tradicionais, da cultura e do senso de pertencimento – são tantos que, desde a década de 1970, foi criado no Brasil o “Movimento dos Atingidos por Barragens”. Os danos ambientais resultam das extensas áreas inundadas e da perda da biodiversidade ali existente, particularmente de espécies endêmicas.

No setor de transportes, nota-se ainda um predomínio dos combustíveis fósseis, mas há uma tendência de crescimento na utilização de biodiesel, que atingiu uma produção de 3,8 milhões m³ em 2016 (Brasil 2017b) (Figura 2.20).

No Brasil, a produção comercial de lenha e carvão originários da extração de florestas nativas vem caindo, ao passo que a de origem silvicultural cresce. Entre 2007-2009 foram produzidas 17,5 milhões de toneladas de carvão vegetal e 250 milhões de m³ de lenha. Os principais consumidores são o setor industrial e o residencial (Moreira 2011). Na região Nordeste, a lenha oriunda principalmente de florestas nativas (Moreira 2011) é a segunda fonte energética (Gariglio *et al.* 2010), utilizada por 60% das famílias para a cocção de alimentos (Santos & Gomes 2009).

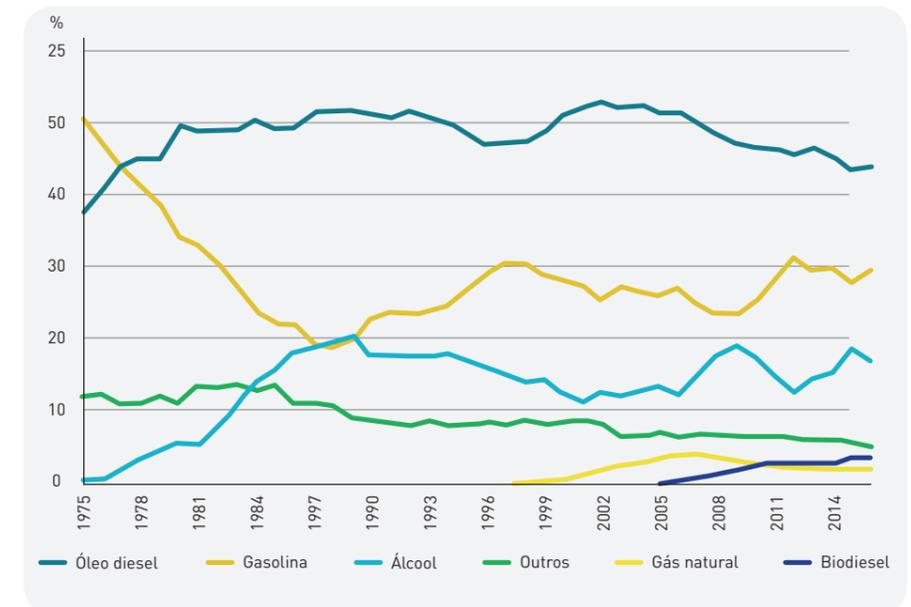


Figura 2.20. Estrutura do consumo de combustíveis no setor de transportes (Brasil 2017b).

2.3.4 Saúde

O 3º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) tem como meta “assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades”, e está intrinsecamente ligado aos ODS 2 e 6, relacionados à segurança alimentar e hídrica (seções 2.3.1 e 2.3.2, respectivamente).

O cenário atual de degradação dos sistemas naturais, sejam eles terrestres ou aquáticos, representa uma séria ameaça à provisão de serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da qualidade de vida e da saúde da população humana. Isso inclui o suprimento de alimentos, organismos medicinais, experiências físicas e psicológicas, regulação da quantidade e da qualidade da água, controle da qualidade do ar, regulação de ameaças e eventos extremos e de organismos prejudiciais a humanos. Dentre as ameaças que emergem desse processo de degradação estão as doenças infecciosas, em níveis epidêmicos ou pandêmicos, que têm exigido ações de prevenção, detecção e controle de organismos biológicos. Estudos sobre zoonoses ao redor do mundo salientam a natureza antropogênica dos fatores de risco, como alteração de habitat, e estima-se que cerca de ¾ dos patógenos que infectam humanos tiveram origem animal, como é o caso da Sars, do Ebola e do HIV (Greger 2007). Os distúrbios provocados pela ação do homem sobre os ambientes naturais – tanto pela invasão de populações humanas quanto pela conversão da cobertura vegetal nativa em outros tipos de uso do solo – têm sido relacionados com a emergência ou o risco aumentado de doenças infecciosas, tais como a malária e a leishmaniose no Brasil.

Se, por um lado, a degradação ambiental tem impactado a saúde humana, por outro, a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos propicia saúde a milhares de pessoas. O conhecimento sobre propriedades curativas de animais e plantas medicinais é utilizado em todas as regiões do país para promover a saúde de povos indígenas e populações tradicionais, bem como de populações urbanas e rurais (Apêndice 3). Muitas plantas medicinais são domesticadas e utilizadas há séculos; outras, entretanto, só são encontradas em seus habitats naturais. Um exemplo são as inúmeras espécies que compõem a Farmacopéia Popular do Cerrado (Dias & Laureano 2009), várias delas ocorrendo em áreas que estão sendo privatizadas e/ou transformadas em unidades de conservação de proteção integral, o que coloca em risco a manutenção da saúde daqueles que dependem destas espécies (Lourdes Laureano, comm. pessoal, julho de 2016).

2.3.5 Segurança de renda

“Acabar com a pobreza em todas as suas formas, em todos os lugares” é a meta do 1º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Para tanto, é preciso proporcionar segurança de renda e modos de vida resilientes. Nas últimas duas décadas, o Brasil teve bons avanços na redução da pobreza: em 2001, 24,7% da população vivia com menos de US\$ 1,90 por dia¹⁶ e desde 2012 esse percentual é de menos de 10%¹⁷.

Os recursos naturais extraídos dos diferentes biomas são fonte de renda monetária e não monetária (autoconsumo) para comunidades tradicionais, povos indígenas e agricultores familiares (Cardozo *et al.* 2015; ISA 2017; Gomes *et al.* 2013; Lima & Pozzobon 2005; Peralta & Lima 2013). Dentre esses recursos, destacam-se: madeira (Gariglio & Barcellos 2010); produtos florestais não madeireiros como frutos (Büttow *et al.* 2009; Ball & Brancalion 2016; Schmitz *et al.* 2009; Brondizio 2008), folhas e lianas (Mota & Dias 2012; Guadagnin & Gravato 2013; Baldauf *et al.* 2007), sementes, flores (Monteiro *et al.* 2012), resinas e óleos (Empereire 2000; ISA 2017; Fortini & Carter 2014; Vinhote 2014); forragem; caça; e pescado (Almeida 2006; Ruffino 2004; Fabré & Barthem 2005). Serviços ecossistêmicos também são fornecidos por agroecossistemas (roça, agroflorestal, quintais) onde espécies domesticadas e semidomesticadas são manejadas, muitas vezes consorciadas com exóticas (Amorozo 2013).

A renda monetária e não monetária gerada pelo manejo dos recursos naturais nativos contribui para a segurança e a soberania alimentar dessas populações (Giraldi & Hanazaki 2014). Ademais, provê modos de vida mais resilientes e resis-

16. nota de corte utilizada para a classificação de pobreza extrema definida pelo Banco Mundial.

17. <https://data.worldbank.org/indicator/SI.POV.NAHC?locations=BR>

tentes a processos de mudança e a eventos sazonais ou estocásticos (Adams *et al.* 2013; Hanazaki *et al.* 2013), por meio do autoconsumo dos recursos e da renda obtida com a venda em períodos de dificuldades.

ESTUDO DE CASO 3

Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

As Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) têm o objetivo de conciliar conservação com desenvolvimento local. Na região do médio rio Solimões, o Instituto Mamirauá de Desenvolvimento Sustentável vem atuando, há mais de 20 anos, com as populações ribeirinhas na construção de sistemas de manejo sustentável dos recursos naturais, que têm como uma de suas finalidades o aumento da renda familiar (Peralta & Lima 2013). As RDSs Mamirauá e Amanã são consideradas exemplos de sucesso, tendo conseguido não só o incremento da renda, mas também a queda na mortalidade infantil. O cuidadoso monitoramento de indicadores sociais e ambientais permite que sejam feitas avaliações longitudinais (Adams 2011). Uma análise comparativa da renda mostrou que, em uma década, a renda doméstica anual proveniente da produção variou em 116%: em 1994/95 era de US\$ 888 e, em 2005/06 foi para US\$ 1.914, representando 57,7% da renda doméstica bruta anual. Os proventos advindos de atividades produtivas se dividiam entre agricultura, madeira, pesca, artesanato, caça, comércio e pecuária. O restante dos ganhos (42,30%) correspondia a salários e transferências governamentais de renda (Peralta *et al.* 2008).

2.4 PRÁTICAS E CONHECIMENTO DE POVOS INDÍGENAS E COMUNIDADES TRADICIONAIS: CONTRIBUIÇÕES PARA A BIODIVERSIDADE E OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

2.4.1 Agrobiodiversidade: a diversidade das plantas cultivadas como patrimônio biológico e cultural ameaçado

As práticas e o conhecimento dos agricultores levam à conservação de um imenso leque de plantas cultivadas. A diversidade dessas plantas resulta de pressões contínuas ao longo do tempo, tanto naturais como antrópicas, de seleção e diversificação. A riqueza das contribuições dos povos locais para a agrobiodiversidade no território brasileiro vem sendo documentada desde o início da agricultura até hoje: por exemplo, 19 plantas foram domesticadas¹⁸ nas terras baixas neotro-

18. *Ananas erectifolius*, *Bactris gasipaes*, *Bixa orellana*, *Brugmansia insignis*, *B. suaveolens*, *Calathea allouia*, *Capsicum chinense*, *Cissus gongyloides*, *Cyperus* sp., *Eupatorium ayapana*, *Pachyrhizus tuberosus*, *Paullinia cupana*, *Poraqueiba paraensis*, *P. sericea*, *Pouteria caimito*, *Rollinia mucosa*, *Solanum sessiliflorum*, *Spilanthes acmella*, *S. oleracea*.

picais e 64 teriam sido objeto de uma gestão ou de um início de domesticação (Clement 1999a; 1999b).

As tendências atuais são marcadas por um enfraquecimento dos sistemas agrícolas tradicionais, que decorre de fatores como dificuldade de acesso à terra, regras ambientais (Peroni & Hanazaki 2002), assistência técnica inadequada, ações de distribuição de sementes (Santonieri 2015), êxodo rural, mudanças culturais globais (Marchetti *et al.* 2013) e políticas de incentivo ao agronegócio e às infraestruturas (Adams *et al.* 2013; Eloy *et al.* 2012; Padoch & Pinedo-Vasquez 2010; Brondizio 2006). Isso ocasiona a diminuição da agrobiodiversidade, a incorporação, em certos casos, de transgênicos e a perda de direitos por parte dos agricultores (Santilli 2009).

Em regiões como o norte de Minas Gerais (Bustamante *et al.* 2014; Bustamante 2016), o Vale do Ribeira (Kishimoto & Jovchelevich 2016; ISA 2010) e a Terra Indígena Krahó (Dias *et al.* 2007; Borges 2014), feiras e bancos de sementes procuram se contrapor a esta tendência. Por outro lado, pesquisas evidenciam a resiliência de sistemas tradicionais, mesmo em condições de adensamento demográfico e de inserção no mercado (Eloy *et al.* 2014, Heckenberger 1999; Empeaire & Eloy 2015; Freire 2003; Lima *et al.* 2012).

Inventários da diversidade infraespecífica ressaltam a amplitude e as diferenças entre critérios de seleção, usos e significados (*Solanum sessiliflorum*, Salick 1990; *Cissus erosus*, Kerr *et al.* 1978; *Capsicum* spp., Barbosa *et al.* 2006; *Manihot esculenta*, Heckler & Zent 2008; Boster 1983, 1984, 1985). No plano biogeográfico, o sudoeste da Amazônia, região de transição entre o cerrado e a floresta, é uma zona-chave na domesticação e na difusão das espécies *Arachis hypogaea*, *Capsicum baccatum*, *C. pubescens*, *C. frutescens*, *Nicotiana tabacum*, *Erythroxylum coca*, *Xanthosoma sagittifolium* e *Canavalia plagioperma* (Isendahl 2011).

2.4.2 Florestas antropogênicas: o *continuum* entre os espaços agrícolas e florestais promove a domesticação e a diversificação das espécies

Evidências arqueológicas da formação das florestas antropogênicas desde os povos pré-colombianos (Heckenberger *et al.* 2003; Bachelet *et al.* 2011; Neves 2015; Levis *et al.* 2017; Caromano 2010; Caromano *et al.* 2013; Cascon 2010; Pezo-Lanfranco *et al.* 2018), assim como dados etnográficos contemporâneos (Posey 1986, 1998; Anderson & Posey 1985, 1987, 1989; Balée & Posey 1989; Balée 1989; 1993; 1994; Denevan 2001; Adams *et al.* 2013), mostram o papel dos povos locais na diversificação dos ecossistemas e de suas espécies vegetais.

Estudos sobre o cacau (Thomas *et al.* 2012), o urucu (Moreira *et al.* 2015) e a cuia (Moreira *et al.* 2016) apontam o *continuum* entre os espaços agrícolas e florestais. A palmeira *Bactris gasipaes* foi domesticada por suas frutas nutritivas

e sua madeira resistente no sudoeste da Amazônia (Galluzzi *et al.* 2015). Olsen & Schaal (1999) revelam que a mandioca, em sua forma cultivada, *Manihot esculenta* Crantz ssp. *esculenta*, tem por ancestral a subespécie *flabellifolia*, com origem no sudoeste da Amazônia. Outro exemplo de contribuição das populações humanas é a presença de espécies de pimenta, tais como espécies do complexo *Capsicum annuum* ou *C. chinense*, difundida em toda a região amazônica no século 16 (Chiou & Hastdorf 2014).

O guaraná (*Paullinia cupana*) foi domesticado na região entre o alto Tapajós e o baixo Madeira (PA) pelos Sateré-Mawé (Tricaud *et al.* 2016; Figueroa 2016). No Cerrado, existem indícios de domesticação do pequi (*Caryocar brasiliense*) pelos Kuikuro (MT) (Smith & Fausto 2016). A castanheira-do-pará (*Bertholletia excelsa*) tem ampla distribuição pela Amazônia (Clement 1999a; Scoles & Gribel 2011, 2012), sendo historicamente manejada pelo povo indígena Kayapo-Mebêngôkre (PA) (Robert *et al.* 2012) ao longo da Bacia do Purus no sudeste amazônico (Clement *et al.* 2010) e pelos quilombolas do Alto Trombetas (Scaramuzzi 2016). Há ainda indícios da relação entre a expansão dos povos indígenas Arawak e a dispersão dos castanhais (Shepard Jr. & Ramirez 2011). No Planalto Meridional, região Sul do país, aparece uma relação causal entre a difusão dos ancestrais dos indígenas Kaingang e Xokleng e a expansão das Matas de Araucária (Bittencourt & Krauspenhar 2006; Iriarte & Behling 2007; Neves 2015). Cabe notar também que as atividades das sociedades pré-colombianas na Amazônia originaram a Terra Preta de Índio, um tipo de solo altamente produtivo e com grande capacidade de retenção de nutrientes (Junqueira *et al.* 2010; Balée 1989; Neves *et al.* 2003; Schmidt *et al.* 2014; Bozarth *et al.* 2009; McMichael *et al.* 2014; Schmidt *et al.* 2014; Neves 2015).

2.4.3 Manejo do fogo e biodiversidade: a mudança de paradigma

Além da agricultura, as comunidades indígenas e tradicionais do Brasil costumam usar o fogo para outras atividades produtivas (extrativismo, criação de gado) e para o manejo da paisagem. Diversas pesquisas feitas no bioma Cerrado evidenciam um manejo tradicional do fogo em mosaico¹⁹, que contribui para a heterogeneidade da vegetação, previne os incêndios e responde a uma diversidade de objetivos (Welch *et al.* 2013; Melo & Saito 2011; Mistry *et al.* 2005; Borges *et al.* 2016). Essas práticas e técnicas estão cada vez mais ameaçadas pela perda de conhecimento, pelas mudanças climáticas e por políticas de proibição do fogo. Porém, há um crescente reconhecimento de que nos ecossistemas pirofiti-

19. De acordo com Laris (2002, p. 156), "a seasonal mosaic is a landscape that is annually re-created by people, and which contains patches of unburned, early burned, and recently burned vegetation". Laris P (2002) Burning the seasonal mosaic: Preventive burning strategies in the wooded savanna of southern Mali. *Human Ecology*, 30, 155–186.

cos – principalmente as savanas tropicais, mas também os Campos Sulinos – o fogo deve ser manejado para a conservação e/ou pode ser uma ferramenta de conservação (Durigan & Ratter 2016; Simon *et al.* 2009; Myers 2006; Overbeck *et al.* 2018). Mesmo nos ecossistemas sensíveis ao fogo, como as florestas tropicais, as recentes mudanças nos regimes de fogo indicam a necessidade de que seu manejo passe a ser incorporado nas políticas ambientais (Barlow *et al.* 2012; Vayda 2010; Bilbao *et al.* 2010; Uriarte *et al.* 2012; Carmenta *et al.* 2011; Sorrensen 2009). Existem grandes lacunas sobre a diversidade e a transformação das práticas tradicionais de manejo do fogo em territórios não indígenas (territórios quilombolas, assentamentos, unidades de conservação etc.), especialmente em ecossistemas campestres e savanas amazônicas (Lavrado, por exemplo). Experiências de manejo integrado do fogo se multiplicam no Brasil, sobretudo em terras indígenas e unidades de conservação (Schmidt *et al.* 2017), e colaboraram para a elaboração de um projeto de lei que regulamenta a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo.

2.3.4 Manejo da caça

Estudos longitudinais e modelagens apontam para a insustentabilidade da caça em situações sem manejo (Fitzgerald *et al.* 1991; Ojasti 1991; Bodmer & Robinson 2004; Alvard 1998; Hill & Padwe 2000; Leeuwenberg & Robinson 2000; Mena *et al.* 2000; Townsend 2000), como é o caso de quelônios nas RDS Mamirauá e Amanã (Morcatty & Valsecchi 2015) e na Floresta Nacional (Flona) do Amapá (Norris & Michalski 2013) e de mamíferos e aves no Jarí (Parry *et al.* 2009a, 2009b), mostrando ainda que há impactos na vegetação. A fauna aquática é mais vulnerável à caça do que a terrestre (Antunes *et al.* 2016).

Por outro lado, vários estudos revelam que a caça sustentável traz benefícios para as comunidades locais e promove a conservação de espécies relacionadas, direta e indiretamente (Swanson & Barbier 1992; Freese 1997; Ojasti 1991; Alvard 1998; Bodmer & Puertas 2000). A caça sustentável entre populações tradicionais envolve procedimentos que diminuem a pressão venatória e permitem a recuperação da fauna local. A administração e as restrições acerca da prática estipulam dias e locais (refúgios de caça) em que não se pode caçar; evitam certas espécies e o abuso da quantidade de animais caçados; e estão ligadas aos tabus alimentares e outros padrões culturais (Sirén *et al.* 2004; Smith 2008; Van Vliet & Nasi 2008a, 2008b; McDonald 1977; Balée 1985; Colding & Folke 2001; Cormier 2003; Almeida 2013; Dias & Almeida 2004).

A distribuição espacial e a rotação sazonal das áreas de caça e, particularmente entre os povos indígenas, o estilo de vida itinerante, também mitigam os efeitos da prática (Redford 1992; Moran 2010; Prado *et al.* 2012; Garcia 2016). Modelos científicos (“dinâmica fonte sumidouro”) indicam que em vez de usar como pa-

râmetro a taxa de animais retirados, o que importa é a proporção de território deixada fora da ação dos caçadores (Almeida 2013). De modo semelhante, diversas cosmologias e sistemas tradicionais de manejo de caça reconhecem áreas sagradas ou protegidas por tabus (refúgios de caça), onde residem figuras como “mestres de animais”, “donos da caça” ou “Caipora/Curupira” que garantem a continuidade e a regeneração da fauna (Reichel-Dolmatoff 1978; Dias & Almeida 2004; Almeida 2013). Essa dinâmica vem sendo ameaçada pela perda dos territórios tradicionais, resultado de invasões e explorações ilegais (Garcia 2016), o que demonstra a importância da demarcação desses territórios. Estes devem ter o tamanho adequado às necessidades dos povos locais para que, assim, sejam capazes de assegurar seus modos de vida (Prado *et al.* 2012).

2.3.5 Manejo da pesca

Os vertebrados aquáticos proporcionam uma elevada oferta de alimento proteico, garantindo a subsistência de povos indígenas e populações tradicionais (Smith 1974; Meggers 1985; Beckerman 1983; Clark & Uhl 1987; Chernela 1986; Goulding 1990; McGrath *et al.* 1993; Adams & Piperata 2014; Amaral 2004, 2005; Cabalzar 2005; Camargo & Ghilardi Jr. 2009; Beckerman 1983; Costa 1988; Freitas & Rivas 2006; Carvalho Jr. *et al.* 2011). O conhecimento tradicional utilizado na pesca artesanal faz uma leitura dos sinais da natureza sobre os rios, os peixes, o clima, o território, os astros, entre outros, podendo a pesca ter fins de subsistência, comerciais ou ornamentais (Oliveira 2016; Barra & Dias 2012; Cabalzar 2005; Fabré & Alonso 1998; Barthem & Goulding 1997; Carvalho Jr. 2014).

Estudos etnoictiológicos abordam aspectos ecológicos, taxonômicos, etológicos e utilitários que possibilitam a utilização dos recursos pesqueiros e asseguram sua sustentabilidade (Costa-Neto 2000). No Brasil, pesquisas têm focado o conhecimento tradicional acerca da classificação nativa, do uso de habitats e de hábitos alimentares, movimentos migratórios e reprodução de espécies de peixes (Begossi & Garavello 1990; Clauzet 2000; Costa-Neto & Marques 2000; Costa-Neto 2001; Costa-Neto *et al.* 2002; Mourão & Nordi 2003; Ramires & Barrella 2003, 2004; Thé 2003; Thé *et al.* 2003; Pinheiro 2004; Almeida & Pinheiro 2005; Cabalzar 2005; Carvalho Jr. *et al.* 2011). Ressalta-se, igualmente, as complexas técnicas de fabricação de artefatos de pesca que levam em conta os tipos de peixes, a variação da profundidade das águas e os diferentes ambientes e paisagens. Podem ser citados: instrumentos de arremesso (arco, flecha, zagaia, arpão), anzóis, armadilhas, venenos (timbó, tingui, frutos) e redes (Oliveira 2016; Barra & Dias 2012; Cabalzar 2005).

Os conhecimentos tradicionais de pesca obedecem a éticas sociais e culturais de manejo, que determinam os locais onde a atividade é segura, os lugares sagrados em que a pesca é proibida e o respeito aos ciclos ecológicos de vida e repro-

dução (Barra & Dias 2012). Esses conhecimentos, voltados para a classificação dos ambientes de pesca e a utilização dos recursos pesqueiros, resultam em práticas de manejo mais efetivas, adequadas e sustentáveis (Begossi & Figueredo 1995; Mourão & Nordi 2002, 2003). Para entender os cuidados e as regras que promovem a sustentabilidade socioecológica é preciso compreender as visões locais, que constituem modos distintos de conceber e organizar o mundo (veja trabalhos sobre o tema no Apêndice 4).

As culturas materiais e imateriais dos povos indígenas e das populações tradicionais estão intrinsecamente relacionadas à biodiversidade e representam um importante patrimônio a ser fortalecido e salvaguardado (Unesco 2003; Gallois 2006, 2008; Carneiro da Cunha & Cesarino 2014; Abreu 2003; Gonçalves 2014, 2015; Gonçalves *et al.* 2013). E isso deve ser feito respeitando-se seus regimes próprios de produção e transmissão de saberes, que possuem regras, valores e noções de propriedade intelectual específicos (Carneiro da Cunha 2009).

2.5 PEGADA ECOLÓGICA E BIOCAPACIDADE

A pegada ecológica é um índice que avalia o impacto que o ser humano exerce sobre a biosfera ao adquirir os bens e serviços que consome (i.e., analisa a demanda por bens e serviços ecossistêmicos). A biocapacidade, por sua vez, examina o potencial de produção biológica de uma área de terra e água, para prover bens e serviços ecossistêmicos ao consumo humano (i.e., avalia a oferta). Se as sociedades humanas utilizarem mais do que o que a natureza consegue prover, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos ficarão ameaçados, bem como a capacidade de contribuir para a qualidade de vida de gerações futuras.

De acordo com o *Global Footprint Network*, uma organização que desenvolveu uma ferramenta para calcular os índices de cada país (Figura 2.21), o Brasil apresenta uma pegada ecológica (3,1 gha/*per capita*²⁰) bem menor que sua biocapacidade (9,0 gha/*per capita*), embora esta última venha diminuindo a passos rápidos. Embora globalmente o país possua uma posição privilegiada por sua biocapacidade, o Brasil perdeu mais de 50% dela nos últimos 50 anos. Tal posição ainda permite ao país buscar o tão almejado desenvolvimento ecologicamente sustentável, socialmente justo e economicamente viável. Isso só será possível, contudo, se forem desenvolvidas políticas e estratégias adequadas tanto para manter ou aumentar sua biocapacidade, quanto para estabilizar ou reduzir sua pegada ecológica atual.

20. "hectares globais" (gha), representam os hectares com potencial para produzir biomassa utilizável (cultivos) igual à média potencial mundial de um determinado ano.

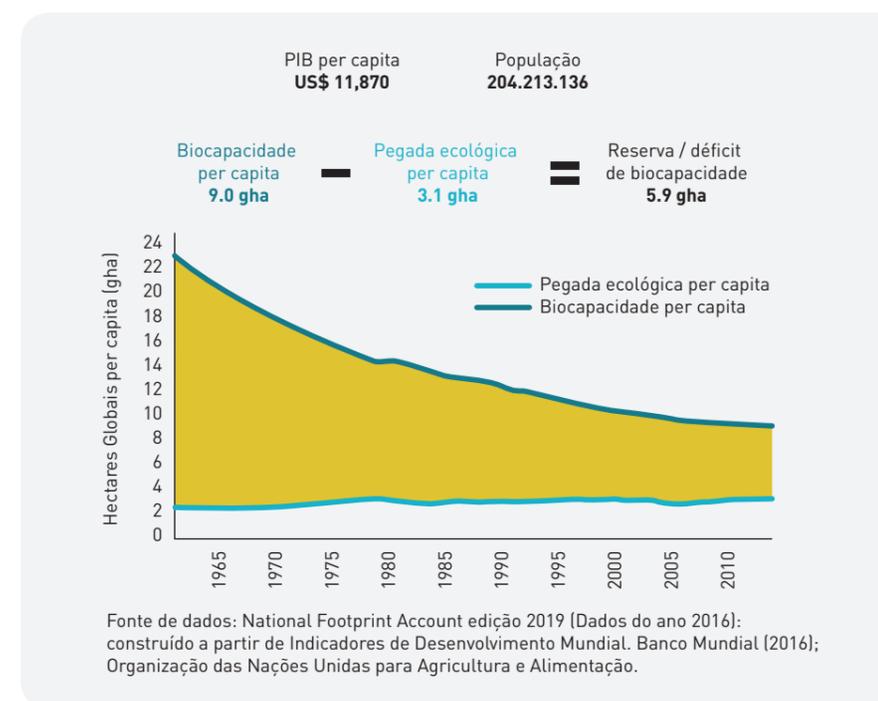


Figura 2.21. Tendência da pegada ecológica e da biocapacidade brasileira entre 1961 e 2014.

Um outro estudo, que adaptou o cálculo da pegada ecológica para incluir o capital natural e os serviços ecossistêmicos, revela dados mais pessimistas, indicando uma pegada de 41,88 gha/pessoa e uma biocapacidade de 64,71 gha/pessoa (Pereira 2008). Ou seja, enquanto o *Global Footprint Network* apresenta uma razão de 2,9 entre a biocapacidade e a pegada ecológica *per capita* do Brasil, Pereira (2008) aponta uma razão de apenas 1,5.

Segundo Pereira (2008), os ecossistemas naturais brasileiros são os maiores responsáveis pela biocapacidade do país (Figura 2.22), sendo que a floresta amazônica responde por 64,1% da biocapacidade de todos os ecossistemas naturais. Já a maior parte da pegada ecológica (80%) é composta por apenas cinco classes de produtos: açúcar e álcool (8,6 gha/pessoa), frutas e vegetais (6,9 gha/pessoa), carne (6,2 gha/pessoa), leite (5,9 gha/pessoa) e petróleo (6,1 gha/pessoa) (Figura 2.23) – o que deixa claro o foco das políticas necessárias para um desenvolvimento sustentável.

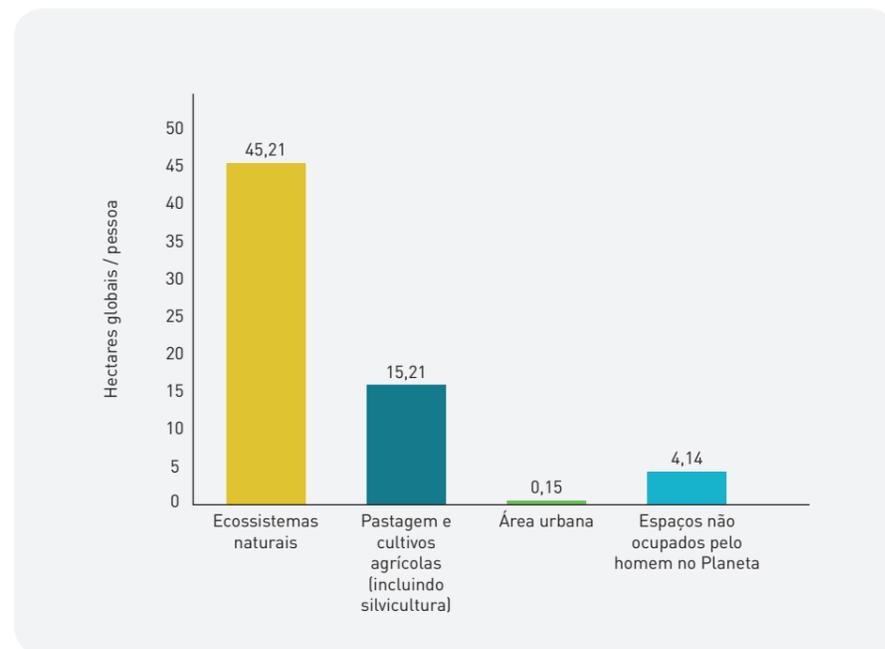


Figura 2.22. Biocapacidade do Brasil por categorias, medida em hectares globais por pessoa (gha/pessoa). Total de biocapacidade = 64,71 gha/pessoa (Pereira 2008).

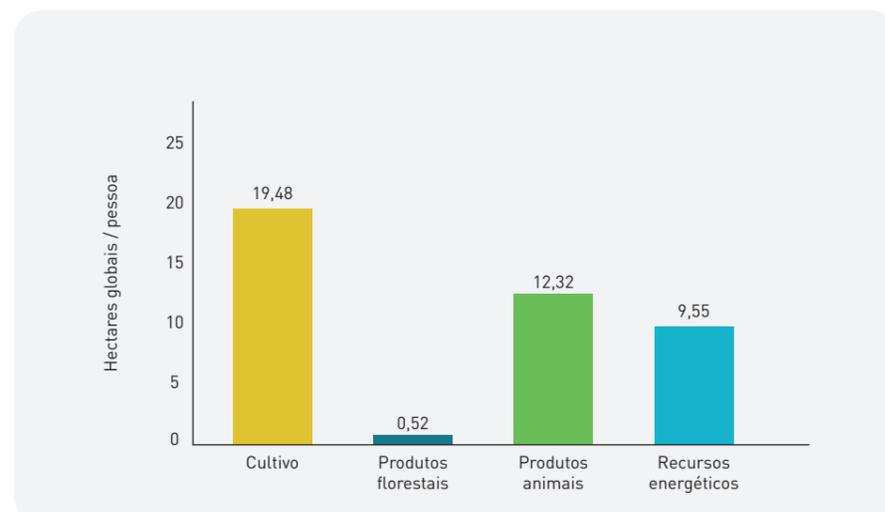


Figura 2.23. Pegada Ecológica no Brasil por categoria, medida em hectares globais por pessoa (gha/pessoa). Total de pegada = 41,88 gha/pessoa (Pereira 2008).

2.6 DIVERSIDADE DE VALORES E TRADE-OFFS EM TOMADAS DE DECISÃO

Considerando as informações apresentadas ao longo deste capítulo e, principalmente, o estágio em que o Brasil se encontra em termos de biocapacidade e pegada ecológica, é fundamental compreender que existem *trade-offs* (perdas e

ganhos) e uma diversidade de valores, monetários e relacionais, que precisam ser levados em conta nos processos de tomada de decisão e na formulação de políticas públicas.

Se, por um lado, a seção 2.4 deixa clara a importância da manutenção das práticas tradicionais de manejo da biodiversidade para a continuidade cultural de povos indígenas e comunidades tradicionais, por outro, os ambientalistas chamam a atenção para a relevância de unidades de conservação (UCs) de proteção integral na manutenção de opções futuras. Na resolução das disputas a respeito da sobreposição entre terras indígenas e UCs de proteção integral, documentadas para todos os biomas (Tabela 8), haverá perdas e ganhos para as diferentes partes. Conflitos entre populações tradicionais e UCs de proteção integral de âmbito federal são registrados em ao menos 22 parques nacionais, nove estações ecológicas e quatro reservas biológicas, devido à sobreposição de área, à ausência de mecanismos de regulação fundiária ou, ainda, à insuficiência de mecanismos que possam reconhecer a importância da continuidade cultural.

Tabela 2.8. Sobreposição de Terras Indígenas e unidades de conservação federais de proteção integral (Fonte: ICMBio 2017).

	UF	UC Federal	Terra indígena	Área sobreposta		
				ha	% (1)	% (2)
1	PA	Parna da Amazônia	Andirá-Marau	90.367	9,91	11,40
2	TO	Parna do Araguaia	Boto velho	135.631	24,68	99,12
3	AP	Parna Cabo Orange	Uaçá I e II	53.323	11,51	11,36
4	RR	Parna Monte Roraima	Raposa/Serra do Sol	106.169	100,00	6,06
5	RO	Parna Pacaas Novos	Uru-Eu-Wau-Wau	704.356	100,00	37,42
6	AM	Parna Pico da Neblina	Balaio	52.726	2,34	100,00
7	AM	Idem	Médio rio Negro II	43.443	1,93	13,58
8	AM	Idem	Yanomami	1.140.370	50,64	11,89
9	MT	Esec Iquê	Enawenê-Nawê	222.514	99,57	29,32
10	RO	Rebio do Jaru	Igarapé Lourdes	7.789	2,74	4,00
11	RO	Rebio do Guaporé	Massaco	410.624	68,81	95,65
12	AM	Esec Jutai Solimões	Betânia	3.999	1,37	3,29
13	AM	Rebio Abufari	Apurinã do Ig. S. João			
14	RR	Esec Caracará	Yanomami	92.970	2,59	0,025
15	BA	Parna Monte Pascoal	Barra velha			40,49

(1) Em relação à UC federal (2) Em relação à terra indígena

Os serviços ecossistêmicos materiais (seções 2.2.1 a 2.2.4) oriundos de atividades extrativistas (e.g., pesca, caça, produtos florestais não madeireiros, plantas e animais medicinais), agroflorestais e agropecuárias em diversas escalas (da agricultura familiar ao agronegócio) são fundamentais para a segurança

alimentar, hídrica, energética, de renda e de saúde da população brasileira. Para além do bem-estar biofísico, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos favorecem a qualidade de vida em seus aspectos socioculturais e espirituais. Sendo assim, há que se considerar os diversos sistemas de valores de todos os que impactam e são afetados pelas decisões políticas (*stakeholders*).

São comuns os debates científicos e políticos em relação aos *trade-offs* entre produtividade agropecuária e justiça social. Vale destacar que, independentemente da escala de produção, práticas agrícolas, agrofloretais, agropecuárias ou extrativistas podem ser ecologicamente sustentáveis ou insustentáveis e, portanto, os tomadores de decisão devem privilegiar aquelas sustentáveis. Da mesma forma, há discussões inconclusivas sobre os *trade-offs* associados à segurança energética *versus* a segurança alimentar em relação aos biocombustíveis (Silva & Freitas 2008; Goldemberg 2009; Goldemberg *et al.* 2008, 2014; Azadi *et al.* 2012; Nogueira & Capaz 2013). Contudo, já existem alguns direcionamentos sobre como conciliar bioenergia e segurança alimentar (Kline *et al.* 2016). *Trade-offs* entre segurança hídrica e segurança alimentar também precisam ser considerados na questão do uso da água para a produção agrícola. Por exemplo, a agricultura irrigada consome mais de 50% da água extraída da natureza no Brasil (ANA 2012), o que traz consequência para outras áreas de uso.

Embora ainda existam dificuldades metodológicas para se obter resultados robustos de valoração econômica da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, por falta de informações e/ou sistemáticas adequadas (Medeiros & Young 2011), não podemos deixar de pontuar os valores monetários dos serviços ecossistêmicos. Estes são especialmente importantes e podem ser incorporados diretamente nos procedimentos orçamentários e contábeis nacionais, para racionalizar análises e planejamentos de custo-benefício (ver Apêndice 5). Um exemplo é a avaliação dos serviços ecossistêmicos das unidades de conservação, em que as estimativas das contribuições econômicas, quando monetizadas, superam significativamente o montante que tem sido destinado pelas administrações públicas à manutenção do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Snuc) (Medeiros & Young 2011).

As questões expostas acima, bem como a diversidade de valores apresentada, indicam a existência de *trade-offs* nas escolhas que fazemos por meio do fomento de políticas públicas. Não nos cabe aqui opinar sobre quais escolhas devem ser feitas, mas apenas sinalizar que há perdas e ganhos em cada decisão. Os ganhos para a sociedade brasileira como um todo, ou para poucos privilegiados, podem vir a custos altíssimos para populações historicamente marginalizadas e desprivilegiadas. Com o intuito de prover a segurança energética pode-se colocar em risco a segurança alimentar; ao se buscar ganhos para a sociedade brasileira (e.g., produção de energia hidrelétrica), podem ser extintas inúmeras espécies

endêmicas de uma área (muitas ainda não descobertas), bem como a cultura de povos indígenas e tradicionais que necessitavam daquele ambiente para sua reprodução sociocultural. Este capítulo deixa claro que o Brasil tem o potencial de ser líder mundial por meio de um desenvolvimento sustentável. Basta que sejam feitas as escolhas que privilegiem práticas de produção mais ecologicamente sustentáveis.

2.7 LACUNAS DE DADOS E CONHECIMENTO

Este primeiro diagnóstico sobre a contribuição da natureza para a qualidade de vida humana aponta para: (i) ausência e/ou inconsistências de bases de dados socioeconômicos e históricos que estejam disponibilizados por unidades naturais como biomas, bacias hidrográficas ou áreas costeiras e marinhas no Brasil; (ii) inexistência de dados e séries históricas ininterruptas, e de longo prazo, sobre serviços ecossistêmicos de regulação sistematizados em grandes unidades de análise como biomas, bacia hidrográficas, regiões costeiras e marinhas, ou regiões geopolíticas do país; (iii) falta de estudos quantitativos sobre serviços ecossistêmicos imateriais, como valoração monetária, número de pessoas beneficiárias, entre outros; (iv) carência de pesquisas relacionando a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS); (v) ausência de pesquisas que considerem múltiplos sistemas de valores nas análises de *trade-offs*, principalmente de pesquisas interdisciplinares associando ciências humanas e biológicas.

2.8 AGRADECIMENTOS

A coordenadora do capítulo agradece o empenho e a contribuição do aluno Rafael Cavalcanti Lembi pela organização de dados e elaboração das Figuras 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 e 2.5.



CAPÍTULO 3 – TENDÊNCIAS E IMPACTOS DOS VETORES DE DEGRADAÇÃO E RESTAURAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Coordenadores: Mercedes M. C. Bustamante & Jean Paul Metzger

Autores: Aldicir Scariot, Alex Bager, Alexander Turra, Alisson Barbieri, Ana Neves, Andrea Larissa Boesing, Ângelo A. Agostinho, Antonio C. Marques, Braúlio Dias, Carlos Eduardo Viveiras Grelle, Daniel Caixeta, Donald Sawyer, Fabio Scarano, Francisco Diogo R. Sousa, Geraldo Wilson Fernandes, Helder Queiroz, Heloisa S. Miranda, Jean Paul Metzger, Jochen Schongart, José Maurício Brandão Quintão, Luiz Antônio Martinelli, Luiz Carlos Gomes, Manuela Carneiro da Cunha, Maria Teresa Fernandez Piedade, Margarete Naomi Sato, Mariana M. Vale, Mercedes M. C. Bustamante, Michely F. S. de Aquino, Nathan Vogt, Peter May, Philip Fearnside, Rachel Bardy Prado, Ricardo R. Rodrigues, Sidinei Magela Thomaz, Vânia R. Pivello, Vera Lucia Imperatriz Fonseca & Vinicius F. Farjalla

Citação: Bustamante, M.M.C.; Metzger J.P.; Scariot A.; Bager A.; Turra A.; Barbieri A.; Neves A.; Boesing A.L.; Agostinho A.A.; Marques A.C.; Dias B.; Grelle C.E.V.; Caixeta D.; Sawyer D.; Scarano F.R.; Sousa F.D.R.; Fernandes G.W.; Queiroz H.; Miranda H.S.; Schongart J.; Quintão J.M.B.; Martinelli L.A.; Gomes L.C.; da Cunha M.C.; Piedade M.T.F.; Sato M.N.; Vale M.M.; Aquino M.F.S.; Vogt N.; May P.; Fearnside P.; Prado R.B.; Rodrigues R.R.; Thomaz S.M.; Pivello V.R.; Imperatriz-Fonseca V.L.; Farjalla V.F. Capítulo 3: Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351.

SUMÁRIO EXECUTIVO

O Brasil é um país conhecido por sua megadiversidade e dimensão continental que proporcionam heterogeneidade espacial e de recursos. Acredita-se que a sua biodiversidade seja representada por cerca de 42 mil espécies vegetais e 148 mil espécies animais (9 mil vertebrados e, no mínimo, 129.840 invertebrados), incluindo altas taxas de endemismo. Os esforços para o levantamento da biodiversidade marinha vêm crescendo e o volume de informações aumentou. Todos os filós estão representados nesse ecossistema, sendo que alguns grupos apresentam espécies ao mesmo tempo endêmicas e ameaçadas. Atualmente a lista nacional de espécies ameaçadas conta com 1.173 espécies da fauna e 2.118 da flora.

Nos últimos 20 anos, os biomas brasileiros têm sofrido importantes mudanças, decorrentes tanto de impactos de atividades humanas quanto de desastres naturais, que resultam em crescentes perdas de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos. Os vetores de degradação atuam com maior ou menor intensidade nos biomas brasileiros, sendo as mudanças no uso da terra, a expansão urbana, a poluição, a introdução de espécies exóticas invasoras e as obras

de infraestrutura as principais ameaças às espécies e causas de extinção. Nos ambientes marinhos, a poluição e a sobrepesca vêm causando a redução dos estoques pesqueiros (33% deles sobre-explotados). Este capítulo apresenta uma análise detalhada desses vetores e de seus impactos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos.

Vetores indiretos de mudanças na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos

O Brasil é o quinto maior país do mundo em extensão e o sexto em população, com cerca de 208 milhões de pessoas, incluindo 305 povos indígenas distintos. O crescimento populacional é uma das principais razões para o aumento na demanda por alimentos, cuja produção em larga escala geralmente reduz habitats nativos para a flora e a fauna. E um decréscimo da população brasileira só é esperado a partir de meados deste século.

Enquanto a população urbana mais que triplicou entre 1970 e 2010, alcançando 161 milhões (85% do total), a população rural encolheu 28%, ficando reduzida a 30 milhões. Esse crescimento da população urbana está na base de uma cadeia de processos que levam à degradação ambiental. O consumo médio *per capita* vem também aumentando, em parte devido ao envelhecimento da população e ao incremento no número de domicílios, o que traz uma maior pressão sobre o uso de recursos naturais. Movimentos migratórios internos têm ocasionado uma considerável expansão localizada do número de habitantes, com taxas de crescimento anual de até 14% em municípios costeiros.

O padrão de vida no Brasil melhorou nos últimos 15 anos, o que se reflete no aumento do Índice de Desenvolvimento Humano de 0,61 para mais de 0,75 entre 1990 e 2015. A proporção de pessoas em situação de pobreza baixou de 45% para 19% entre 2003 e 2013, reduzindo a pressão mais direta que esta população poderia ter na extração ou no uso de recursos naturais. Apesar de milhões de pessoas terem deixado a categoria de pobreza, a desigualdade permanece e o número de pessoas pobres e vulneráveis atingiu ainda quase 80 milhões em 2013.

Apesar de o Brasil estar enfrentando, desde 2014, uma importante crise econômica e política, esta foi antecedida por um longo período de crescimento econômico marcado por investimento público massivo em construção de infraestrutura, habitação e eventos esportivos internacionais. Isso resultou numa maior pressão sobre os seus recursos naturais, em uma expansão do consumo *per capita* e numa crescente dependência das exportações de commodities (em particular soja, minério de ferro e petróleo), o que se repercute, por exemplo, no aumento de 190% no mercado interno de agrotóxicos. Embora o crescimento econômico possa trazer impactos positivos a partir de investimentos ambientais e sociais para todo o país, esta relação não é automática e exige políticas públicas estruturantes para reforçar os elos entre crescimento e bem-estar humano.

O modelo de governança sobre o território afeta diretamente a biodiversidade. As decisões e a forma como são tomadas determinam o estado atual e futuro do ambiente. A gestão coletiva e pública de terras corresponde a 47% do território nacional, enquanto a gestão privada cobre os demais 53%. Considerando que as áreas sob jurisdição nacional – e não apenas o território nacional, cuja sustentabilidade é dever do Brasil – totalizam cerca de 13 milhões de km², o ambiente marinho destaca-se por representar 4,5 milhões de km², ou aproximadamente 33% desse território. Desde a década de 1950 observa-se uma lenta recuperação parcial da população indígena brasileira que, especialmente a partir da Constituição Federal de 1988, alcançou os atuais cerca de 17% do território continental do país (notadamente Terras Indígenas, mas também Territórios Quilombolas, Reservas Extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável). Em várias dessas áreas pode-se observar que a governança sobre a biodiversidade nacional amadureceu na medida em que os espaços democráticos e a prática da democracia participativa também avançaram.

Vetores diretos não antrópicos

Os principais desastres naturais no Brasil são em geral causados por eventos hidrológicos ligados aos extremos de chuva ou de seca. De acordo com o Atlas Brasileiro de Desastres Naturais, os fenômenos mais importantes no período entre 1991 e 2010 foram: inundações instantâneas, inundações graduais, tempestades, granizo e deslizamentos de terra. Os impactos destes fenômenos tendem a ser acentuados em ambientes já degradados.

Secas severas, potencializadas pelo El Niño e outros tipos de oscilações climáticas, ocorreram na primeira década do século 21 (em particular em 2005 e 2010), levando a um déficit de produção de energia elétrica no país, à redução do suprimento de água potável para milhares de pessoas e ao aumento na vulnerabilidade a incêndios e também no risco da incidência de doenças (e.g. diarreias ligadas à proliferação de cianobactéria planctônica, doenças cardiovasculares e respiratórias), principalmente na população mais pobre. As secas podem ainda intensificar processos de desertificação, alterar regimes de inundação, afetando fauna e flora das áreas inundáveis, além de alterar características fenológicas, fotossintéticas e de crescimento de muitas espécies vegetais.

Desde 1948, tempestades, inundações e deslizamentos já afetaram quase 3 milhões de pessoas, causando a morte de pelo menos 8 mil. Esses desastres parecem estar se intensificando, pois aproximadamente 75% dos episódios calamitosos ocorreram nas últimas três décadas. A região Sul do Brasil teve o maior número de ocorrências de inundações instantâneas, enquanto o Sudeste (e.g. Minas Gerais e Rio de Janeiro) apresentou maior número de deslizamentos de terra. Tanto a resiliência dos sistemas naturais como a mitigação dos impactos

socioeconômicos têm sido comprometidas em função da interação com outros vetores de mudança como desmatamentos e mudanças climáticas.

Vetores antrópicos de mudança na biodiversidade e nos ecossistemas

As mudanças no uso da terra que resultam em conversão e fragmentação de habitats naturais para introdução de novos ambientes (áreas agrícolas e urbanas, principalmente) estão entre os principais fatores/vetores de perda de biodiversidade e de degradação ambiental no Brasil. Os biomas da Mata Atlântica e do Pampa são os mais impactados, restando apenas 28% e 26% da cobertura vegetal original, respectivamente, enquanto Amazônia (82%) e o Pantanal (73%) estão mais preservados, e Caatinga (57%) e Cerrado (55%) estão em situação intermediária. Apesar de todos os esforços para reduzir as taxas de perda da cobertura vegetal, em quase todos os biomas ainda é possível observar o contínuo avanço da conversão de vegetação nativa em outros usos, com exceção da Mata Atlântica, onde não ocorreu expansão de áreas agrícolas e pastagens nos últimos 15 anos.

Há um desequilíbrio nos esforços de pesquisa para entender os efeitos da perda e da fragmentação de habitats naturais sobre a biodiversidade, sendo a maioria dos estudos desenvolvidos na Amazônia (42,7%), seguida da Mata Atlântica (19,2%) e Cerrado (18,7%), com relativamente poucos trabalhos no Pampa, Pantanal, Caatinga e Zona Costeira e Marinha.

A tendência é que estas mudanças de uso e cobertura levem ao desaparecimento de espécies endêmicas e à homogeneização biótica, com consequente perda de interações ecológicas e funções ecossistêmicas, reduzindo o potencial destas áreas em prover serviços ecossistêmicos (por exemplo, o potencial de sequestrar carbono e contribuir assim para a regulação climática) e propiciando a expansão de espécies que podem ser consideradas pragas ou vetores de doenças. As mudanças tendem a ocorrer mais rapidamente após a perda de 60 a 70% da cobertura original. Por outro lado, mudanças no uso e na ocupação da terra podem ter efeitos benéficos, em particular no caso das populações indígenas que criam paisagens heterogêneas e multifuncionais, que são caracterizadas por alta diversidade de ecossistemas e espécies em múltiplas escalas espaciais.

Projeções indicam que o Brasil será afetado por mudanças climáticas, com um aumento médio da temperatura de 2 a 3°C até 2070, atingindo principalmente as regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste. Espera-se, ainda, uma redução significativa das chuvas, com o incremento dos eventos de secas, principalmente no leste da Amazônia, no Cerrado e na Caatinga. Essa diminuição na precipitação poderá desencadear processos de savanização na Amazônia, desertificação na Caatinga e expansão da Mata Atlântica em direção ao Pampa. A Amazônia e

a Caatinga são os biomas brasileiros com maior exposição e sensibilidade às mudanças climáticas. Por outro lado, a Mata Atlântica e o Pampa apresentam menor capacidade de se ajustar às mudanças climáticas, dado o alto grau de perda e fragmentação de sua vegetação nativa e a baixa cobertura da rede de unidades de conservação, o que deve dificultar o deslocamento de organismos em busca de condições climáticas mais adequadas. Os ecossistemas que têm sido apontados como mais vulneráveis são os de altitude, costeiros, aquáticos rasos e temporários, e urbanos.

Ainda são poucos os estudos que analisam, no Brasil, os efeitos das mudanças climáticas – decorrentes em grande parte da intensa emissão antrópica de gases de efeito estufa – sobre as espécies, os ecossistemas e os serviços providos por eles. Muitos desses estudos estão baseados em modelagem de nichos ecológicos e apresentam vieses taxonômicos (e.g. vertebrados terrestres e árvores) e geográficos (concentração de estudos na Mata Atlântica e Cerrado). Apesar destas limitações, sabe-se que quanto mais rápido e mais severo for o ritmo das mudanças climáticas, mais impactantes serão as consequências no declínio de espécies e na redução da produtividade de vários ecossistemas. No Brasil, há evidências de efeitos sobre anfíbios, corais e espécies ameaçadas de extinção, assim como evidências de queda da produtividade ao longo dos últimos 15 anos na Amazônia e na Caatinga. Há um padrão projetado de deslocamento de mamíferos, aves e plantas para áreas mais ao sul do país.

A introdução e a propagação de espécies exóticas invasoras são um dos principais fatores que levam à perda de espécies nativas e a alterações nas relações interespecíficas, nos processos ecológicos e na provisão de serviços ecossistêmicos, tanto em habitats terrestres quanto aquáticos. No Brasil, são reconhecidas mais de 400 espécies exóticas pertencentes a diferentes táxons e habitats, que foram introduzidas acidentalmente ainda no período colonial (ex.: *Aedes aegypti*, *Melinis minutiflora*, *Columba livia*), ou mais recentemente para fins agrosilvipastoris, ornamentais ou comerciais (como mascotes, por exemplo). Destas, há 150 plantas e 60 animais em ambientes terrestres, 163 espécies em águas interiores brasileiras (peixes, em sua grande maioria) e 66 espécies no ambiente marinho (incluindo principalmente crustáceos).

As espécies invasoras causam importantes modificações na composição, na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas. Em ambientes terrestres, árvores com grande potencial invasivo (espécies de *Pinus* e *Acacia*, assim como a *Leucaena leucocephala* e a *Prosopis juliflora*) têm alto poder de alteração ambiental, acidificando o solo e transformando fitofisionomias abertas em florestais. Diferentes espécies de herbáceas invadem o Pampa e o Cerrado, onde dominam completamente o estrato herbáceo e alteram o ciclo do fogo. O mosquito africano *Aedes aegypti* (Culicidae), que está em praticamente todo o território brasileiro, é

um importante vetor de diversos vírus, contribuindo no alastramento de casos de dengue, febre amarela, zika e chikungunya. Outras espécies invasoras – como a abelha africanizada (*Apis mellifera*), a lebre europeia (*Lepus europaeus*), o caramujo-gigante-africano (*Achatina fulica*) e o javali (*Sus scrofa scrofa*) – competem com espécies nativas, provocam estragos na agricultura e são vetores de doenças em humanos. Em ambientes aquáticos, além da competição com espécies nativas e da homogeneização biótica, motivados principalmente por algumas espécies de peixes, há também acidentes humanos causados por arraias, impactos econômicos ocasionados por bivalves, além de mudanças estruturais e funcionais nos ecossistemas, como acumulação de biomassa e necromassa originada pela macrófita aquática *Urochloa arrecta*. No ambiente marinho, áreas portuárias são as que vêm sofrendo maior impacto de espécies invasoras, principalmente cracas e ascídias. Ainda, espécies de corais-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*) vêm se alastrando por todo o litoral brasileiro e sobrepujando as espécies zooxanteladas nativas. O mexilhão *Perna perna* e o peixe-leão (*Pterois volitans*) são também espécies que causam apreensão pelo seu poder transformador em comunidades de costões rochosos e ambientes coralíneos, respectivamente. O comércio global e o aquecimento climático devem levar a um aumento no número de espécies invasoras, tornando urgentes medidas de prevenção, controle e erradicação.

Apesar da posição atual do Brasil como o maior consumidor mundial de pesticidas, os efeitos colaterais no ecossistema edáfico têm sido pouco estudados em relação aos organismos não alvo. A contaminação humana e ambiental por agrotóxicos está longe de ser um problema simples, muito em parte pela diversidade de determinantes (sociais, econômicos e culturais) que o permeiam. O mercado brasileiro de pesticidas experimentou uma expansão rápida na última década (190%), em um ritmo de crescimento superior ao dobro do mercado global (93%), colocando o Brasil no topo mundial, desde 2008. No período entre 1991 e 2000, observou-se um aumento de quase 400% no consumo desses agentes químicos, frente a um incremento de 8% na área plantada. A permissão para uso de sementes transgênicas nas culturas e sua disseminação nas áreas agrícolas estão associadas à ampliação da utilização de pesticidas. Os resultados das análises de resíduos de pesticidas alimentares mostram que, em 2011, apenas 22% das 1.628 amostras avaliadas estavam livres desses contaminantes, tornando esta uma questão também de saúde pública.

Os pesticidas aplicados às culturas agrícolas eventualmente contaminam o meio aquático, sendo transportados por escoamento de chuva, rios e córregos, e associados às macropartículas bióticas e abióticas. Dados relacionados à contaminação de água por atividades agrícolas constituem uma demanda para a área de saúde humana e ambiental no Brasil, pois poluentes orgânicos persistentes ainda podem ser detectados na água mesmo após 20 anos de seu uso.

O Brasil é o quarto maior consumidor global de fertilizantes. O consumo de nutrientes pela agricultura brasileira aumentou consideravelmente. O país passou de 25º consumidor mundial em 1961 para 7º no ranking em 1990. Durante todo o processo de expansão da agropecuária brasileira, o consumo de fertilizantes foi sustentado pelo aumento da importação. Em função da baixa eficiência do uso de nutrientes pelas plantas cultivadas, uma fração significativa dos nutrientes aplicados é perdida no sistema solo-planta, resultando em poluição ambiental. A poluição do solo por nutrientes é um importante vetor de perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos relacionados à agricultura. Metais pesados tóxicos presentes em fertilizantes afetam os seres vivos por meio da sua acumulação e circulação na cadeia trófica. Entre os principais impactos ambientais associados ao uso de fertilizantes estão a lixiviação de nitratos em águas subterrâneas, a emissão de gases de efeito estufa (óxidos de nitrogênio), solos poluídos com metais pesados tóxicos e escoamento superficial de nitrogênio e fósforo, que causam eutrofização em ambientes aquáticos.

A contaminação por nutrientes é proveniente também do processo de urbanização vigente no Brasil. Enquanto nos países desenvolvidos, situados em zonas temperadas, o uso intensivo de fertilizantes na agricultura é o principal motor do aumento da concentração de nutrientes no ambiente, a rapidez e a intensidade do processo de urbanização é ainda uma questão relevante no Brasil. A falta de saneamento básico e de tratamento de esgotos domésticos e outros efluentes, associada ao desenvolvimento urbano desordenado, com redução de zonas ripárias, resulta na contaminação de ambientes aquáticos.

A urbanização desordenada gera fatores de contaminação de reservatórios, que desempenham um papel importante no desenvolvimento econômico ao fornecer água para indústria, agricultura, consumo urbano e recreação e que servem de refúgios para a fauna ameaçada em paisagens urbanas. Esses fatores incluem misturas complexas de poluentes (como poluentes emergentes, pesticidas, nutrientes e metais) que ingressam no reservatório devido ao escoamento superficial de estradas, ruas, áreas verdes e instalações industriais, além de descargas de esgoto, saídas de plantas de tratamento de águas residuais, deposição aérea de substâncias originadas do escape de veículos e emissões industriais (abrangendo compostos ácidos e metais).

Como as águas costeiras recebem insumos de rios que, em alguns casos, circulam em grandes bacias de drenagem e transportam nutrientes e contaminantes para o litoral, estes últimos podem ser introduzidos em áreas costeiras e marinhas. Adicionalmente, muitas áreas costeiras contêm depósitos de resíduos, como é o caso da planície costeira do Estado de São Paulo, onde compostos organoclorados foram despejados por indústrias químicas durante a década de 1970. Esses lixões, localizados em encostas e vales de ambientes rurais e urbanos, são responsáveis pela poluição do solo e da água.

As áreas litorâneas são os principais focos de extração de petróleo no Brasil, como é o caso dos Estados da Bahia e do Rio de Janeiro. Entretanto, nas últimas três décadas, a descoberta de petróleo na Amazônia também culminou com a extração na região. As regiões petrolíferas estão sujeitas a riscos de acidentes e vazamentos, tanto durante a extração quanto no transporte, de forma que essa atividade deixa suas marcas contaminantes, especialmente nos solos e nas águas.

Os ambientes costeiros e marinhos têm sofrido impacto de atividades como pesca intensiva, aquicultura, extração mineral (óleo, gás, areia e minerais polimetálicos), navegação, turismo e obras de infraestrutura (portos, enrocamentos e ocupações na costa), cujos efeitos têm aspectos transfronteiriços, afetando outras áreas.

Queimadas têm um papel fundamental no sistema climático ao influenciar os padrões e os processos globais e locais dos ecossistemas e o ciclo do carbono. Nesse contexto, o Brasil é uma região-chave, sendo uma das áreas do globo mais afetadas por queimadas. Atualmente, a Amazônia e o Cerrado apresentam os maiores números de eventos de incêndio, associados principalmente às práticas de conversão da vegetação natural em pastagem e agricultura. Em particular, o Cerrado é apontado como um bioma ameaçado devido ao desmatamento e às queimadas. Além disso, as condições climáticas são fundamentais como vetor da ocorrência e da propagação do fogo e espera-se para o Brasil, nas próximas décadas, um aumento da probabilidade de eventos climáticos extremos, maior potencial de incêndio e temporadas de fogo mais longas. A projeção é a de que haja um incremento sistemático de dias de perigo crítico de fogo: dos cerca de 20% atuais para 28% em 2021-2050 e 32% em 2071-2100.

Os eventos de queimadas resultam em aumento na concentração atmosférica de CO e NO₂ e partículas sólidas. Adicionalmente, a fumaça derivada das queimadas altera o ciclo da água por reduzir a precipitação e contribuir para a circulação de poluição atmosférica. A vulnerabilidade social a esses efeitos se reflete em indicadores relacionados ao bem-estar humano. Há maior incidência de doenças do aparelho respiratório em função do aumento da frequência de queimadas na Amazônia. A procura por tratamento de doenças respiratórias cresce na estação seca, época associada às maiores concentrações de partículas no ar. A poluição atmosférica por material particulado tem sido utilizada como ferramenta para reconhecer áreas de risco para o monitoramento de mortes decorrentes de poluição atmosférica.

A exploração econômica das espécies acima da capacidade de regeneração de suas populações pode afetar não somente a espécie explorada, mas outras espécies associadas, assim como os serviços ambientais. As consequências mais diretas da utilização de produtos da biodiversidade, quando feita de forma insustentável, são alterações nas taxas vitais – como taxas de sobrevivên-

cia, crescimento e reprodução – dos indivíduos explorados, atingindo também suas populações. Embora as comunidades rurais explorem um grande número de espécies da biodiversidade, o impacto negativo geralmente tem sido detectado quando há intensa comercialização do produto, muitas vezes resultando em ameaça à persistência da espécie na natureza. Práticas habitualmente utilizadas por comunidades tradicionais e indígenas não tendem a comprometer as taxas vitais das populações exploradas.

A exploração de produtos da biodiversidade é fundamental para a geração de renda e a sobrevivência das populações rurais e constitui importante fonte de produtos in natura e insumos às populações urbanas. Produtos da biodiversidade são geralmente explorados por pessoas economicamente mais vulneráveis de comunidades, que são as mais dependentes da manutenção desses recursos para uso atual e futuro. A sobre-exploração dos produtos da biodiversidade afeta não somente os indivíduos e as populações das espécies exploradas, a comunidade e o ecossistema dos quais fazem parte, mas também as pessoas no meio rural, muitas pobres, e que dependem desses recursos para seus meios de vida.

As funções ecossistêmicas e a maioria das espécies de grandes rios brasileiros dependem dos pulsos sazonais de inundação. A dinâmica natural dos rios nacionais tem sido profundamente atingida pela construção de reservatórios. Aos impactos das próprias barragens sobre os ecossistemas aquáticos, somam-se outras formas de degradação, como poluição, eutrofização, sobrepesca e mudanças climáticas. Além das barragens previstas, o Brasil já tem uma área maior do que a Bélgica submersa por reservatórios. Barragens afetam a fauna aquática por bloquearem migrações, fragmentarem as populações em subpopulações menores e isoladas – que podem se tornar inviáveis – e por converterem habitats lóticos em habitats lênticos, para os quais as espécies locais não têm pré-adaptações. Além disso, elas eliminam habitats únicos, como corredeiras e áreas rochosas que, muitas vezes, abrigam espécies endêmicas. As barragens, por atenuarem o pico regular das cheias anteriormente existentes, prejudicam muitas espécies de peixes comerciais importantes, que se reproduzem em lagos de várzea. Elas retêm sedimentos e nutrientes, processo que é intensificado pela conversão de rios em reservatórios. Além dos ecossistemas terrestres perdidos diretamente pela inundação e por distúrbios a jusante, os impactos ultrapassam o reservatório, atingindo áreas terrestres.

O Brasil detém um grande potencial para a mineração, o que por um lado tem inegável valor social e econômico para o país, mas por outro também é fonte de impactos significativos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. A atividade mineral leva à retirada da vegetação nativa, fragmentação de habitat, compactação do material exposto, baixas taxas de infiltração e armazenamento de água no solo, intensificação de processos erosivos, poluição da água e dos

solos, deficiência de oxigênio em corpos d'água, poluição sonora, introdução de espécies invasoras, além da desestruturação das comunidades locais e de seus saberes. Essa atividade no Brasil está historicamente ligada a regiões de Minas Gerais e, mais recentemente, teve forte desenvolvimento nos Estados da Amazônia. Com o objetivo de tornar a mineração mais sustentável, todo empreendimento minerário é obrigado a adotar estratégias que minimizem, mitiguem e recuperem os impactos ambientais causados, mas apesar destas exigências legais, desastres não são incomuns e o ocorrido em Mariana, em 2015, alcançou proporções inesperadas até 700 km de seu epicentro.

O Brasil tem uma alta concentração populacional em áreas urbanas (85%), muito superior à média mundial (~50%), o que significa que importantes desafios nacionais relativos ao desenvolvimento sustentável, à redução da pobreza, mitigação e adaptação às mudanças climáticas serão também questões urbanas. A urbanização brasileira ocorreu principalmente entre as décadas de 1960 e 1980, dada uma combinação do alto crescimento natural (alta fecundidade das mulheres) e grandes fluxos migratórios, da zona rural para a urbana. A população urbana brasileira deverá ainda apresentar crescimento absoluto nas próximas décadas, com diminuição do ritmo e eventualmente reversão apenas por volta de 2040 e 2050.

Desta forma, a expansão da malha urbana deve ser cuidadosamente planejada, para reduzir os seus potenciais impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, além de evitar a criação de espaços de risco e vulnerabilidade socioambiental – por exemplo, através da ocupação de áreas de risco por populações mais pobres. O Brasil possui cinco principais regiões metropolitanas, imersas em diferentes biomas (Belém na Amazônia, Brasília no Cerrado, Rio de Janeiro e São Paulo na Mata Atlântica, e Belo Horizonte na zona de contato entre Cerrado e a Mata Atlântica), cuja expansão traz pressões sobre áreas protegidas que estão no entorno ou inseridas na malha urbana. A expansão urbana também altera e degrada os corpos d'água e, de uma forma geral, reduz a qualidade ambiental das cidades. Os planos diretores municipais e metropolitanos são importantes ferramentas de organização e gestão do território e constituem, assim, instrumentos essenciais para reduzir a vulnerabilidade das populações mais susceptíveis (e.g. população mais pobre, crianças, idosos) e, ao mesmo tempo, aumentar a resiliência de espaços de alto valor ambiental.

Iniciativas de resposta

Ultimamente o Brasil teve um papel de destaque na criação de unidades de conservação, sendo responsável por 74% de todas as áreas protegidas criadas no mundo entre 2003 e 2008, reforçando sua vocação para a promoção de estratégias de conservação da biodiversidade. A expansão de áreas protegidas bra-

sileiras ocorreu inicialmente entre os anos 1976 e 1990 e, mais recentemente, após a promulgação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), entre 2000 e 2008. Atualmente, o país conta com 2.201 unidades de conservação (UCs) de diferentes modalidades e criadas a partir de iniciativas nacionais, estaduais e municipais. A Amazônia é o bioma com maior área protegida (cerca de 1,2 milhão km² = aproximadamente 29% da área do bioma), enquanto a Mata Atlântica possui mais unidades, porém com tamanhos relativamente reduzidos e, por isso, cobrindo apenas 1% da área original do bioma ou 10,3% da floresta remanescente com UC de proteção integral e uso sustentável. Pantanal e Pampa são os biomas com menor número e área de UC, enquanto Caatinga e Cerrado encontram-se em situações intermediárias em termos de porcentagem de área protegida no bioma. Os esforços para a conservação da Zona Costeira avançaram em 2018, superando os 10% previstos pela Meta de Aichi. Hoje há no Brasil 63 UCs marinhas, o que representa 26,4% do bioma marinho. Em relação aos ambientes aquáticos interiores, o país é signatário da Convenção de Ramsar, uma das principais iniciativas internacionais para a conservação de áreas úmidas. Os sítios Ramsar estão inseridos em diferentes modalidades de UC.

As unidades de conservação promovem uma série de benefícios para a população, que vão além da provisão de serviços de recreação e contemplação para os seus visitantes, incluindo, entre outros, a proteção de áreas de recarga e de mananciais (contribuindo assim para o abastecimento público, para a geração de energia e a produção agropecuária) e a captura e estocagem de carbono (auxiliando na mitigação climática). As UCs colaboram, ainda, para o desenvolvimento econômico regional, por meio do turismo e da consequente movimentação econômica e da geração de renda para as comunidades locais, dada pela extração sustentável de produtos madeireiros e não madeireiros, como ocorre com a borracha e a castanha-do-pará em UCs de uso sustentável.

Cerca de 50% da cobertura vegetal nativa brasileira está em propriedade particular, conferindo a esses remanescentes papel altamente relevante para a conservação da biodiversidade, a manutenção da conectividade biológica em paisagens antropizadas e a provisão de serviços ecossistêmicos para uma ampla extensão do território nacional. No âmbito federal, esses fragmentos são hoje protegidos essencialmente pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa e por seus principais instrumentos de conservação: as Reservas Legais e as Áreas de Preservação Permanente.

Programas de conservação ex situ são considerados como complementares à conservação em UC, principalmente no caso de espécies mais ameaçadas de extinção, que requerem ações de recuperação de suas populações e **de reintrodução no ambiente natural.** Esse é o caso, por exemplo, do cágado-do-Paraíba – *Mesoclemmys hoguei* (Mertens 1967), um dos quelônios mais ameaçados do mundo.

O Brasil tem se destacado por medidas, políticas e legislações ambientais que visam promover o uso sustentável dos recursos naturais, como a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, incentivos positivos como o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços Ecológico e diversos mecanismos de Pagamento por Serviços Ambientais. Em relação à proteção da água, a Política Nacional de Recursos Hídricos prevê vários instrumentos de gestão integrada e participativa no âmbito de Comitês de Bacias Hidrográficas. O uso sustentável da água é estimulado por meio de uma gestão efetiva, evitando-se perdas nos sistemas de captação e distribuição. Assim, os esforços devem ser focados na adoção de sistemas de irrigação mais eficientes, no incremento da rede de tratamento de esgotos sanitários e industriais, no reuso e no armazenamento da água nos meios urbano e rural, dentre outras medidas. No que se refere à conservação do solo, várias iniciativas foram desenvolvidas e vêm sendo utilizadas no Brasil nas últimas décadas, com destaque para o Sistema de Plantio Direto e os Sistemas Integrados de Lavoura-Pecuária e de Lavoura-Pecuária-Floresta. Para atender os compromissos voluntários de redução de emissões, foi estabelecida a Política Nacional sobre Mudanças do Clima, que consolida uma economia e uma agricultura de baixa emissão de carbono (Plano ABC). Também na agricultura familiar, novos sistemas integrados com base ecológica têm sido adotados, como a agricultura orgânica, a agroecologia e os sistemas agroflorestais, permitindo uma maior sustentabilidade da paisagem rural.

Um dos principais desafios do Brasil para os próximos anos é o alinhamento de políticas de desenvolvimento – principalmente a política agrícola – com o uso e a conservação da biodiversidade. A integração entre as políticas ambientais e agrícolas é fundamental para o cumprimento das metas e dos acordos de conservação firmados internacionalmente, bem como para evitar o desaparecimento de espécies nativas de importância ecológica, medicinal e alimentícia e com potencial intrínseco para a agropecuária, a indústria e o desenvolvimento de biotecnologia.

A restauração de ecossistemas nativos tem emergido como uma estratégia promissora para mitigar e, em alguns casos, reverter efeitos da degradação ambiental. No Brasil, os programas de restauração começaram a se disseminar principalmente nas últimas duas décadas, como consequência da participação ativa do Ministério Público e de Secretarias Ambientais do Estado para promover o cumprimento legal do Código Florestal de 1965. Apesar de a revisão do Código Florestal, em 2012, ter reduzido em 58% a área a ser restaurada no Brasil, os avanços na governança das demandas de restauração abriram o caminho para a implementação em larga escala da restauração dos ecossistemas em propriedade rurais brasileiras, em uma área total estimada em 21-24 milhões de hectares. O governo federal estabeleceu ainda um plano nacional para promover a recu-

peração da vegetação nativa de uma área de 12 milhões de hectares, correspondente aos compromissos assumidos internacionalmente. Estimativas recentes indicam uma área total de cerca de 500 mil hectares de regeneração florestal no Brasil entre 2000-2014, número inferior ao desmatamento no mesmo período. Não há cálculo disponível sobre áreas de restauração para ecossistemas não florestais, e a restauração de ecossistemas de água doce e marinhos permanece negligenciada no país.

Apesar dos avanços regulatórios e dos ambiciosos objetivos de restauração, ainda não existe um sistema de monitoramento validado para acompanhar os avanços da restauração no país. Os instrumentos de avaliação dos impactos ambientais poderiam ser beneficiados por uma abordagem ecossistêmica, com a integração de processos socioecológicos e em múltiplas escalas.

3.1 INTRODUÇÃO

Uma série de vetores, incluindo mudanças ambientais, além do uso de recursos e dos resíduos gerados pelas atividades humanas, induzem alterações na biodiversidade e nos ecossistemas. A estrutura conceitual do IPBES (Capítulo 1 – Figura 3.1) indica que vetores de mudanças se referem a todos os fatores externos que afetam a natureza. Eles abrangem instituições e sistemas de governança e outros vetores diretos de mudança, tanto naturais quanto antropogênicos.

Os vetores indiretos englobam o desenvolvimento sociopolítico e econômico, os sistemas de governança e todo o contexto político que rege as leis e a tomada de decisão que podem impactar o ambiente e a biodiversidade. Eles influenciam diretamente a qualidade de vida da população, por meio da provisão e do acesso à riqueza material, abrigo, saúde, educação, relações humanas satisfatórias, liberdade de escolha e ação, senso de identidade cultural e segurança. Os vetores indiretos são as causas subjacentes das mudanças ambientais, exógenas ao ecossistema em questão, e, devido ao seu papel central, interferem em todos os aspectos das relações humanas com a natureza. Além das instituições, constituem também este tipo de vetor os ativos antropogênicos, que dizem respeito à infraestrutura construída, ao conhecimento (incluindo sistemas de conhecimento indígenas e locais e conhecimento técnico ou científico, bem como educação formal e não formal), à tecnologia (objetos físicos e procedimentos) e aos ativos financeiros, entre outros.

Já os vetores diretos, tanto naturais como antropogênicos, afetam diretamente a natureza. Os vetores naturais diretos vão além do controle humano como, por exemplo, terremotos, erupções vulcânicas e tsunamis, clima extremo como períodos prolongados de seca ou frio, ciclones tropicais e inundações, El Niño/La Niña e eventos extremos de maré. Os vetores antropogênicos diretos são aqueles

que resultam de decisões humanas, nomeadamente, de instituições e sistemas de governança e outros vetores indiretos. Incluem a conversão do habitat, degradação de terras e habitats aquáticos, desmatamento e arborização, exploração de populações selvagens, mudanças climáticas, poluição do solo, água e ar e introdução de espécies. Alguns desses vetores, como a poluição, têm impactos negativos sobre a natureza; outros, como no caso da restauração do habitat ou da introdução de um inimigo natural para combater espécies invasoras, podem ter efeitos positivos.

Neste capítulo, apresentamos brevemente os vetores indiretos e os vetores diretos naturais de mudanças na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos e, mais detalhadamente, os vetores diretos antropogênicos (Figura 3.1). O capítulo identifica as lacunas no conhecimento científico atual, indicando áreas em que os dados permanecem insuficientes e áreas onde é necessário um maior esforço de coleta e análise científica. Tais informações poderão subsidiar iniciativas para produzir uma maior compreensão dos vínculos entre vetores indiretos e diretos antropogênicos, mudanças na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano.

3.2 VETORES DE MUDANÇAS INDIRETOS

3.2.1 Sistemas de governança e instituições

Instituições e sistemas de governança são causas indiretas das alterações ambientais que, por seu poder de influência nas relações do homem com o meio natural, são consideradas alavancas fundamentais para a tomada de decisões. As instituições abrangem todas as interações formais e informais entre as partes interessadas e as estruturas sociais que determinam como as decisões são tomadas e implementadas, como o poder é exercido e como as responsabilidades são distribuídas. Elas estabelecem, em vários graus, o acesso e o controle, a alocação e a distribuição de componentes da natureza e ativos antropogênicos e seus benefícios para as pessoas.

Podemos reconhecer basicamente três tipos de governança da natureza e dos recursos biológicos – coletiva, pública e privada. A situação atual dos tipos de governança das terras no Brasil é sintetizada na tabela 3.1 enquanto a figura 3.2 representa a evolução das políticas públicas e estruturas públicas de governança entre a primeira metade do século 20 e o ano de 2017. A gestão coletiva e pública de terras corresponde a 47% do território nacional enquanto a gestão privada cobre os demais 53%. Considerando que as áreas sob jurisdição nacional – e não apenas o território nacional, cuja sustentabilidade é dever do Brasil – totalizam cerca de 13 milhões de km², o ambiente marinho destaca-se por representar 4,5 milhões de km², ou aproximadamente 33% desse território. Tendo em vista que

o mar é um bem de uso comum do povo, ele é passível de gestão predominantemente pública. Isso indica a demanda por instrumentos de política pública que atuem no âmbito de áreas públicas, mas também sob gestão ambiental em propriedades privadas, a exemplo do Código Florestal. A primeira versão do Código entrou em vigor na década de 1930 e a versão atual (Lei 12.651 de 2012) é fruto de um longo e acirrado debate para a sua aprovação em 2012.

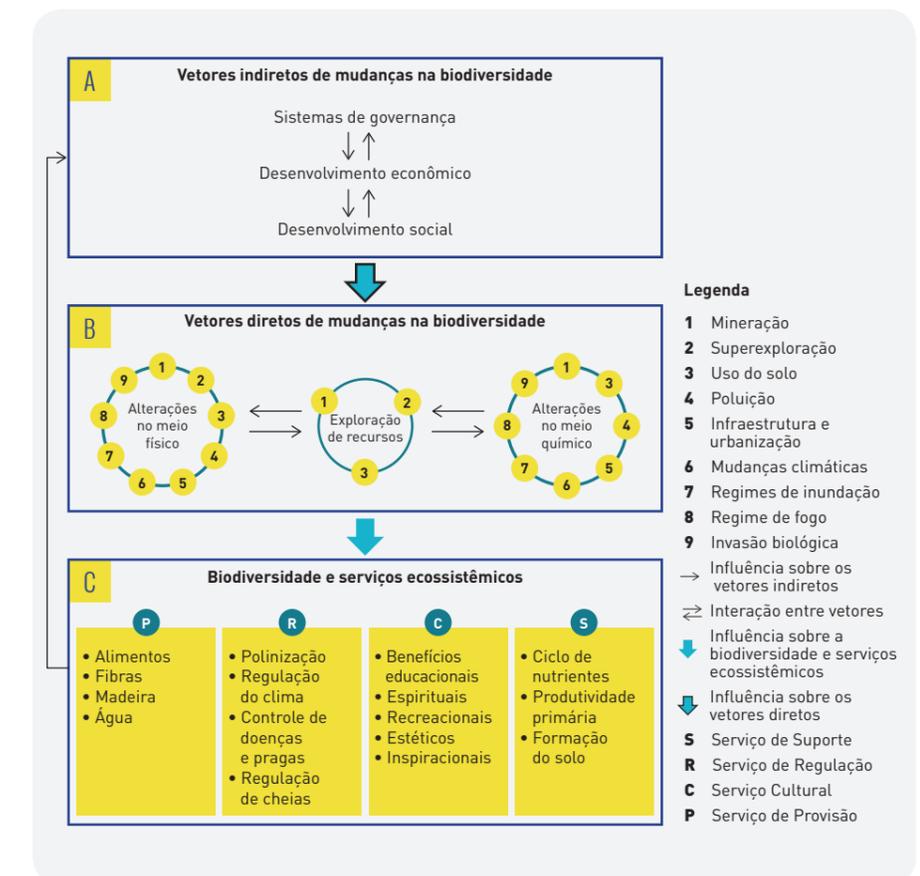


Figura 3.1. Vetores diretos e indiretos de degradação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos. O contexto sociopolítico em que a sociedade está amparada é um dos pilares dos vetores indiretos de degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (A), incluindo os sistemas de governança e o desenvolvimento socioeconômico de uma nação, que regem a tomada de decisão e, conseqüentemente, os efeitos nos vetores antropogênicos diretos de degradação (B). Os vetores indiretos afetam diretamente os vetores diretos de mudanças na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos, dado que os mesmos influenciam todos os aspectos das relações humanas com a natureza. Por sua vez, os vetores diretos que abarcam as ações diretas do ser humano nos ecossistemas – alterando suas propriedades químicas, físicas e de exploração de recursos – irão afetar diretamente a biodiversidade e a provisão de serviços (C).

3.2.2. Gestão coletiva da biodiversidade – a situação das terras indígenas

Desde a era colonial os direitos coletivos dos índios sobre suas terras são explicitamente reconhecidos (Cunha, 1987; Silva, 2018), mas isso não impediu grandes

abusos. No período republicano, esse mesmo reconhecimento se expressou em todas as Constituições a partir da de 1934. Não obstante, os ataques continuaram. O Código Civil de 1916, com o propósito de proteger negocialmente os índios, que eram facilmente enganados, colocou-os na categoria de “relativamente incapazes”, sendo a União o seu tutor, representada pelo Serviço de Proteção ao Índio – SPI (Decreto 8.072 de 1910). No entanto, a atuação do SPI era inconsistente e não conseguiu resolver conflitos relacionados ao estabelecimento de reservas indígenas (exemplos no Quadro 3.1).

QUADRO 3.1

Exemplos de situações de conflito antes e durante a atuação do Serviço de Proteção ao Índio (SPI)

O caso dos Kayapó do Pará após as atrações comandadas pelo sertanista Francisco Meirelles, no final dos anos 50, revela as limitações das técnicas adotadas pelo SPI, pois centenas de índios morreram devido a doenças, fome e falta de assistência (Neto, 1959). A garantia da terra é sempre essencial à sobrevivência indígena após uma pacificação. Francisco Meirelles tentou estabelecer reservas indígenas para os Kayapó, mas não obteve sucesso (Freire, 2005), da mesma forma que os Xavante, pacificados entre os anos 40 e 50, também por Meirelles, não obtiveram a posse de suas terras durante a existência do SPI. A falta de garantia de terras para a sobrevivência física de inúmeros povos indígenas causou intensa depopulação provocada por fome e doenças (Ribeiro, 1979).

Diversas situações ocorreram nas áreas reservadas pelo SPI para os índios, num total de 54 reservas até 1967, abrangendo apenas 298.595 ha (Oliveira, 1983, p. 17). Antes mesmo da criação do SPI, Cândido Rondon iniciou um processo de demarcação de pequenas reservas de terras para os índios do Mato Grosso (Oliveira, 1976). Em algumas ocasiões, políticos tentaram usurpar terras já reservadas, como ocorreu com a Reserva Kadiwéu em 1958 (Ribeiro, 1979). Áreas propostas para futura demarcação como reserva indígena foram consideradas pelos governos estaduais terras devolutas, sendo invadidas e registradas por particulares. No cômputo geral, o SPI reservou pequenas áreas de terras que funcionaram mais como reserva de mão-de-obra indígena do que como estímulo à reprodução do modo de vida tradicional dos índios

(Oliveira, 1998)

Fonte: <http://www.funai.gov.br>

Tabela 3.1. Situação atual dos tipos de governança das terras no Brasil.

Tipo de governança		Área (km ²)	Percentual do território	Fonte
Coletiva (em terras públicas)	Terras Indígenas (714 áreas)	1.173.874 1.168.854	13,8%	ISA 2017 Funai 2017
	Reservas Extrativistas (106 áreas)	144.591	1,7%	MMA 2017
	Reservas de Desenvolvimento Sustentável (90 áreas)	112.447	1,3%	MMA 2017
	Territórios Quilombolas ¹	7.548	0,1%	Incra 2017
	Sub-total	1.434.586	16,8%	
Pública (em terras públicas)	Unidades de Conservação (exceto RPPN, APA, RDS, RESEX)	859.807	10,1%	MMA 2017
	Propriedades de órgãos públicos ²	834.000	9,8%	
	Áreas militares ³	>25.000	>0,3%	MD 2017
	Terras não destinadas ⁴	860.000	10%	Imaflora e GeoLab 2017
	Sub-total	2.578.807	30,2%	
Privada	Grandes propriedades ⁵ (>15 módulos fiscais)	2.340.000	28%	Imaflora e GeoLab 2017
	Médias propriedades ⁵ (entre 4 e 15 módulos fiscais)	1.040.000	12%	Imaflora e GeoLab 2017
	Pequenas propriedades ⁶ (<4 módulos fiscais)	1.140.000	13%	Imaflora e GeoLab 2017
	Assentamentos agrários ⁶	400.000	5%	Imaflora e GeoLab 2017
	Outros	380.000	5%	Imaflora e GeoLab 2017
	Sub-total	4.530.000	53%	Imaflora e GeoLab 2017

1. A maior parte dos Territórios Quilombolas ainda não foram reconhecidos, processo iniciado só em 2004.

2. Estimado pela diferença das outras categorias em Imaflora & GeoLab, 2017; incluem estações biológicas ou ecológicas mantidas por universidades e instituições de pesquisa.

3. Portaria Normativa nº 41 do Ministério da Defesa de 2017 determina que as áreas militares devem contribuir para a conservação do meio ambiente.

4. Na maior parte são terras ainda cobertas por vegetação nativa e a Constituição Federal de 1988 determina em seu Artigo 225 § 5º que “são indisponíveis as terras devolutas ou arrecadadas pelos Estados, por ações discriminatórias, necessárias à proteção dos ecossistemas naturais”.

5. Obrigadas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651 de 2012) a manter sob vegetação nativa as Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e as Reservas Legais.

6. Obrigadas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651 de 2012) a manter sob vegetação nativa as Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e as Reservas Legais.



Figura 3.2. Evolução das políticas públicas e estruturas públicas de governança entre a primeira metade do século 20 e o ano de 2017.

Na década de 1940, Getúlio Vargas inicia uma política federal de exploração e ocupação do Centro-Oeste por colonos – a chamada “Marcha para o Oeste” – contactando populações indígenas isoladas e favorecendo a invasão e a titulação de terras indígenas a terceiros. Essa política de “colonização dirigida” já vinha sendo adotada por vários governos estaduais e foi, portanto, reforçada. Entre 1930 e 1960, o governo do Estado do Paraná titula terras indígenas para empresas de colonização e particulares no oeste do Estado. O governo de Moysés Lupion, em particular, notabiliza-se pela espoliação de terras indígenas. Os interesses econômicos de proprietários se faziam representar nas instâncias de poder local para pressionar o avanço da fronteira agrícola sobre áreas indígenas. Além das invasões propriamente ditas, eram comuns arrendamentos de terras que não obedeciam às condições do contrato — quando havia contrato — ocupando enormes extensões de terras indígenas; constituindo, em alguns casos, situação de acomodação das irregularidades (invasões praticadas e posteriormente legalizadas pelo SPI por meio de contratos de arrendamento) (Comissão da Verdade, 2014).

Em 1967, as denúncias de violações cometidas contra povos indígenas provocaram a criação uma comissão de investigação do Ministério do Interior. O Relatório Figueiredo produzido pela comissão indicou um extenso rol de irregularidades e violações de direitos dos povos indígenas. Isso motivou a extinção do SPI e levou à criação de um novo órgão tutor em 1967, a Fundação Nacional do Índio – Funai (Comissão da Verdade, 2014).

A partir de 1970 – ano da edição, pelo regime militar, do Plano de Integração Nacional (PIN) –, a Funai passa a contatar, atrair e remover sociedades indígenas de seus territórios na Amazônia que poderiam obstar obras como a Transamazônica, a hidrelétrica Tucuruí e a estrada de ferro Carajás, esta última destinada a apoiar um projeto mineral que em 1980 viria a ser o Projeto Grande Carajás. Enquanto o SPI havia sido órgão do Ministério da Agricultura, a Funai nasce vinculada ao Ministério do Interior, cujas metas eram novamente contraditórias com sua missão. Segundo declaração do próprio Ministro do Interior, a Transamazônica cortaria terras de 29 etnias indígenas, sendo 11 grupos isolados e nove de contato intermitente (Davis, 1978; Comissão da Verdade, 2014). Segundo a Comissão da Verdade 2014: *Atrações e contatos com povos isolados feitos sem as devidas precauções e vacinas levaram a quedas populacionais que chegaram, entre os Panará, no Mato Grosso e Pará, por exemplo, a quase 2/3 da população. Mortandades, remoções forçadas, transferências para junto de inimigos tradicionais, foram moeda corrente nessa época.*

Em 1977, dez anos após a criação da FUNAI, uma CPI estabelece que a Funai também removeu índios de suas terras para favorecer interesses privados na implantação de complexos agroindustriais. Em suas conclusões, essa CPI afirma que *a Fundação Nacional do Índio segue, de certa maneira, a prática do órgão antecessor, o Serviço de Proteção ao Índio. Mas «moderniza» esta prática e a justifica em termos de «desenvolvimento nacional» (...)* (CPI da Funai 1977: pp.14-15, citado por Relatório CNV, 2014, p. 202).

No entanto, a Constituição Federal de 1967 (art. 186) e a Emenda Constitucional de 1969 (art.198) já reconheciam os direitos inalienáveis dos índios à posse de suas terras e ao usufruto exclusivo dos seus recursos naturais. O domínio das terras indígenas cabia, como até hoje, à União. O Estatuto do Índio (Lei 6001 de 1973) detalhou esses direitos.

Na mesma década de 1970 o projeto Radam Brasil, que identificou recursos minerais na Amazônia, conduziu ao início de uma intensa atividade garimpeira, particularmente na área Yanomami que passa por uma mortandade inédita. Por sua vez, no sul do país, a hidrelétrica de Itaipu, concluída em 1982, inunda territórios guarani e confina sua população.

Com o retorno do país a um regime democrático, a **Constituição Federal de 1988 reconheceu plenamente os direitos indígenas** no Capítulo VIII (dos Índios) do

Título VIII (da Ordem Social), estabelecendo no Artigo 231 que: “São reconhecidos aos índios sua organização social, costumes, línguas, crenças e tradições, e os direitos originários sobre as terras que tradicionalmente ocupam, competindo à União demarcá-las, proteger e fazer respeitar todos os seus bens. § 1º São terras tradicionalmente ocupadas pelos índios as por eles habitadas em caráter permanente, as utilizadas para suas atividades produtivas, as imprescindíveis à preservação dos recursos ambientais necessários a seu bem-estar e as necessárias a sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições. § 2º As terras tradicionalmente ocupadas pelos índios destinam-se a sua posse permanente, cabendo-lhes o usufruto exclusivo das riquezas do solo, dos rios e dos lagos nelas existentes. § 3º O aproveitamento dos recursos hídricos, incluídos os potenciais energéticos, a pesquisa e a lavra das riquezas minerais em terras indígenas, só podem ser efetivados com autorização do Congresso Nacional, ouvidas as comunidades afetadas, ficando-lhes assegurada participação nos resultados da lavra, na forma da lei. § 4º As terras de que trata este artigo são inalienáveis e indisponíveis, e os direitos sobre elas, imprescritíveis.

O Artigo 231 estabeleceu ainda que: “§ 5º É vedada a remoção dos grupos indígenas de suas terras, salvo, “ad referendum” do Congresso Nacional, em caso de catástrofe ou epidemia que ponha em risco sua população, ou no interesse da soberania do País, após deliberação do Congresso Nacional, garantido, em qualquer hipótese, o retorno imediato logo que cesse o risco. § 6º São nulos e extintos, não produzindo efeitos jurídicos, os atos que tenham por objeto a ocupação, o domínio e a posse das terras a que se refere este artigo, ou a exploração das riquezas naturais do solo, dos rios e dos lagos nelas existentes, ressalvado relevante interesse público da União, segundo o que dispuser lei complementar, não gerando a nulidade e a extinção direito a indenização ou a ações contra a União, salvo, na forma da lei, quanto às benfeitorias derivadas da ocupação de boa fé. § 7º Não se aplica às terras indígenas o disposto no art. 174, § 3º (que estipula que: “O Estado favorecerá a organização da atividade garimpeira em cooperativas, levando em conta a proteção do meio ambiente e a promoção econômico-social dos garimpeiros”) e § 4º (que estipula que: “As cooperativas a que se refere o parágrafo anterior terão prioridade na autorização ou concessão para pesquisa e lavra dos recursos e jazidas de minerais garimpáveis, nas áreas onde estejam atuando, e naquelas fixadas de acordo com o art. 21, XXV, na forma da lei”). Art. 232. Os índios, suas comunidades e organizações são partes legítimas para ingressar em juízo em defesa de seus direitos e interesses, intervindo o Ministério Público em todos os atos do processo.

Desde o Estatuto do Índio de 1973, no artigo 65, ficava obrigado o Poder Executivo a concluir, no prazo de cinco anos, a demarcação das terras indígenas, o que não aconteceu. Quinze anos mais tarde, a Constituição de 1988 fazia a mesma determinação, mas até hoje essa demarcação de terras indígenas, tão necessária à segurança jurídica fundiária, não foi concluída.

Em 2015, foi criado o **Conselho Nacional de Política Indigenista (Decreto nº 8.593)** no âmbito do Ministério da Justiça, que substituiu a Comissão Nacional de Política Indigenista (CNPI). O órgão colegiado tem caráter apenas consultivo, mas teve sua representatividade ampliada (são 45 membros, observando a paridade de voto entre o Poder Executivo federal e os povos e organizações indígenas e entidades indigenistas). Sua responsabilidade abrange a elaboração, o acompanhamento e a implementação de políticas públicas voltadas aos povos indígenas.

Desde a década de 1950 observa-se uma lenta recuperação parcial da população indígena brasileira que, especialmente a partir da Constituição Federal de 1988, alcançou os atuais cerca de 17% do território continental do país (notadamente Terras Indígenas, mas também Territórios Quilombolas, Reservas Extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável).

A Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (PNGATI) foi instituída pelo Decreto nº 7.747 de 5 de junho de 2012, visando a proteção, a recuperação, a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais das terras e territórios indígenas, bem como a melhoria da qualidade de vida. Em 30 de outubro de 2013, foi instalado o Comitê Gestor da PNGATI, órgão de governança responsável pela coordenação, execução e o monitoramento da Política. O Comitê é paritário, composto de igual número de membros de governos e organizações indígenas regionais. Ao longo de 2016 o Comitê elaborou o “Plano Integrado de Implementação da PNGATI”, que identificou programas governamentais já estabelecidos com incidência nos povos e terras indígenas e buscou alinhá-los com os objetivos da PNGATI, para uma maior efetividade e coerência das ações de governo.

3.2.3. Desenvolvimento econômico e social

Nesta seção são descritos os processos de desenvolvimento econômico e social no Brasil e seus reflexos nas mudanças dos padrões de consumo e da demanda interna, assim como nos vínculos da economia nacional com o resto do mundo, que ocorrem por meio do comércio e de fluxos financeiros globais. O padrão de intercâmbio global de bens e serviços afeta a intensidade dos seus impactos sobre os recursos naturais e a biota. Desta forma, as demandas internacionais por commodities e matérias-primas brasileiras interferem indiretamente nos usos do solo e dos recursos e na ocupação territorial nacional, acarretando a perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos.

Embora o crescimento econômico do Brasil tenha sido positivo (→ 0% a.a.) na maior parte dos últimos 20 anos, a instabilidade econômica e política observada no país desde 2014 abalou negativamente a taxa de crescimento, resultando na mais longa recessão nessas duas décadas (ver Figura 3.3). No período anterior à recessão atual, o crescimento econômico nacional foi estimulado por investimento público massivo em construção de infraestrutura, habitação e eventos es-

portivos internacionais, com o objetivo de criar empregos e alavancar os setores de construção e matérias-primas. Destaca-se o impulsionamento do consumo por políticas de distribuição de renda e de incentivo à educação, que elevaram a qualidade de vida da população no país. Na região Nordeste, tais políticas foram fundamentais para a permanência das populações rurais que vivem no semiárido e convivem com a seca e a pobreza (Quadro 3.2). Nesse período, o desemprego despencou para menos de 4% do total das pessoas que buscavam trabalho.

Se bem o crescimento econômico pode trazer impactos positivos a partir de investimentos ambientais e sociais, esta relação não é automática e exige políticas públicas estruturantes para reforçar os elos entre crescimento e bem-estar humano. Em certa medida, tal crescimento tem representado uma pressão adicional aos recursos naturais, devido à expansão da infraestrutura e ao consumo estimulado. A gradativa pressão sobre os recursos naturais também reflete o alto consumo *per capita* e a crescente dependência das exportações de commodities. O consumo total de energia primária tem aumentado, em consequência da expansão da infraestrutura de geração de energia hidrelétrica ou termelétrica. Embora estas não constituam fontes renováveis, constata-se que o crescimento proporcional de geração de energia eólica no Brasil tem sido considerável.

QUADRO 3.2

Desenvolvimento social e econômico e resiliência na Caatinga

Acredita-se que a resiliência das populações rurais nordestinas à seca tem melhorado consideravelmente como consequência dos investimentos em tecnologias de “convivência com as condições do semiárido” e das políticas públicas de transferência de renda (Bolsa Família, aposentadorias rurais, remessas urbano-rurais etc.). Evidências sugerem que a junção destes dois fatores tenha resultado em melhores padrões de segurança alimentar e persistência das populações rurais, permitindo uma adaptação maior às mudanças climáticas em curso e com menores impactos sobre a biota regional. Especificamente, a implantação de quase um milhão de cisternas (uma política premiada pela Convenção contra Desertificação¹), e a produção agropecuária têm permitido a agregação de valor ao que antes era destinado apenas ao consumo da família. Com isso, reduz-se as taxas de desmatamento associadas à ampliação de sistemas de roçado. Também são valorizadas a integração da caprino-ovinocultura, que tende a aproveitar melhor os pastos nativos e permite maior integração no bioma (Mattos 2017).

1. Junto com outros 192 países, o Brasil é signatário da Convenção das Nações Unidas para o Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos das Secas - UNCCD (sigla em inglês). A Convenção estabelece padrões de trabalho e metas internacionais convergentes em ações coordenadas na busca de soluções qualitativas que atendam às demandas socioambientais nos espaços áridos, semiáridos e subúmidos secos, particularmente onde residem as populações mais pobres do planeta.

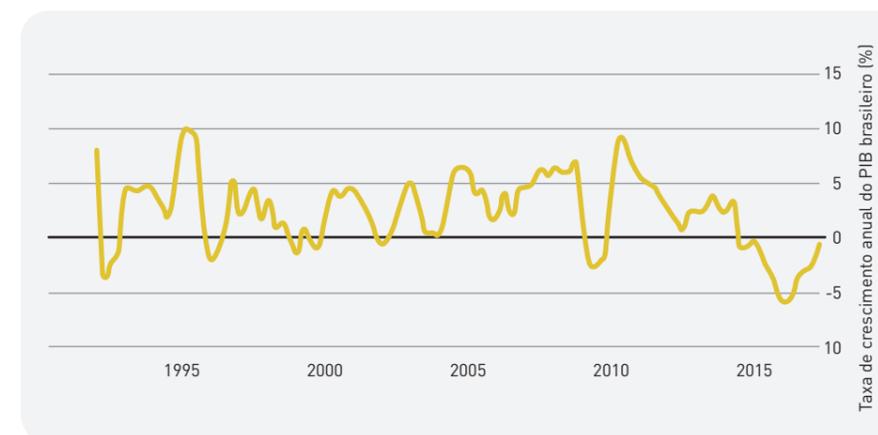


Figura 3.3. Taxa de crescimento anual do PIB brasileiro, em % ao ano, de 1990 a 2017. Abaixo da linha 0, a taxa é negativa (IBGE).

De modo geral, as economias dos países latino-americanos foram dominadas nos últimos tempos pelo retorno a uma maior dependência de exportações de commodities primárias (minérios e produtos agropecuários). Essa dependência foi fortemente influenciada pela expansão do mercado chinês, responsável pelo aumento da demanda nas últimas décadas, com um esfriamento recente. A participação brasileira na exportação das principais commodities foi crescente ao longo dos anos e em 2017 gerou uma cifra de mais de US\$ 100 bilhões (Figura 3.4A). Entre 2009 e 2017 as principais commodities chegaram a representar mais de 50% do total de produtos exportados (Figura 3.4B). Soja, minério de ferro e petróleo foram os produtos que contribuíram para os maiores valores das exportações brasileiras em 2017.

Embora historicamente a economia brasileira tenha sido relativamente fechada se comparada a países da América Latina – particularmente o México e outros da América Central –, isso mudou dramaticamente a partir de 2004, com o Plano Real e a guinada para políticas “neoliberais” associadas à globalização. O comércio exterior representa atualmente mais de 12% do PIB do país. Recursos naturais (petróleo, minerais e a agricultura) constituem mais de 60% das exportações brasileiras, que oscilam entre 15 e 20 bilhões de dólares ao ano (Figura 3.5).

As atividades agrícolas têm sido um dos principais fatores que alavancaram o crescimento econômico observado no Brasil, impulsionando também o impacto de vetores de degradação. A expansão da fronteira agrícola, por exemplo, que entre 2000 e 2009 colocou o Brasil à frente da União Europeia e dos EUA no quesito exportação de commodities alçou o país ao topo do ranking dos maiores consumidores de agrotóxicos do mundo (Figura 3.6), com um aumento de 190% do uso no mercado interno (IBAMA, 2010). De forma semelhante, a exploração de petróleo e gás na camada do pré-Sal na Bacia de Santos, que visava levar o país

à autossuficiência na produção, fortaleceu a economia da região mas também trouxe problemas relacionados ao uso e à ocupação do solo e desencadeou impactos na socioeconomia e no ambiente terrestre e marinho (Teixeira & Iwama, 2017; Legaspe & Vianna, 2017).



Figura 3.4. (A) Valores (US\$ bilhões FOB) anuais da exportação brasileira para total de produtos exportados e principais commodities. (B) Participação (em %) das principais commodities em relação ao total de produtos exportados. Dados obtidos do Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços/MDIC (2018).

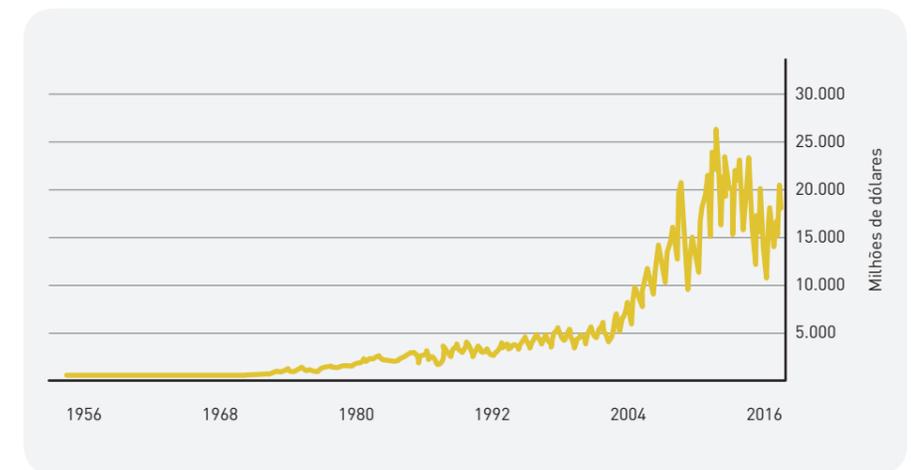


Figura 3.5. Valor das exportações totais do Brasil entre 1954 e 2017 em milhões de USD. Dados obtidos do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior/MDIC.

As crescentes pressões sobre os recursos naturais refletem o alto consumo *per capita* de uma sociedade pautada pelo consumo exacerbado. O número de linhas telefônicas fixas (sem contabilizar os aparelhos celulares), por exemplo, aumentou em 304% entre 1991 e 2012 (Figura 3.7). O consumo total de energia primária também tem crescido, em consequência da expansão da infraestrutura de geração de energia hidrelétrica ou termelétrica (Figura 3.8), ao invés de fontes renováveis (Figura 3.9). O consumo *per capita* de energia elétrica subiu 46% (Figura 3.7). Similarmente, dado um crescimento contínuo da população, a produção de resíduos e dejetos se torna maior. Entretanto, embora o volume de esgoto tratado também tenha aumentado, atualmente 25% do esgoto produzido ainda é descartado no meio ambiente, sem tratamento (Figura 3.7).

O crescimento populacional e a rápida urbanização são causas-chave da deterioração ambiental regional. A população urbana brasileira representa mais de 85% do total de habitantes do país. A pegada do consumo urbano em termos de ocupação territorial e demanda por energia, alimentos e materiais ainda é superior, com impactos significativos sobre os recursos naturais, dos quais essas demandas dependem.

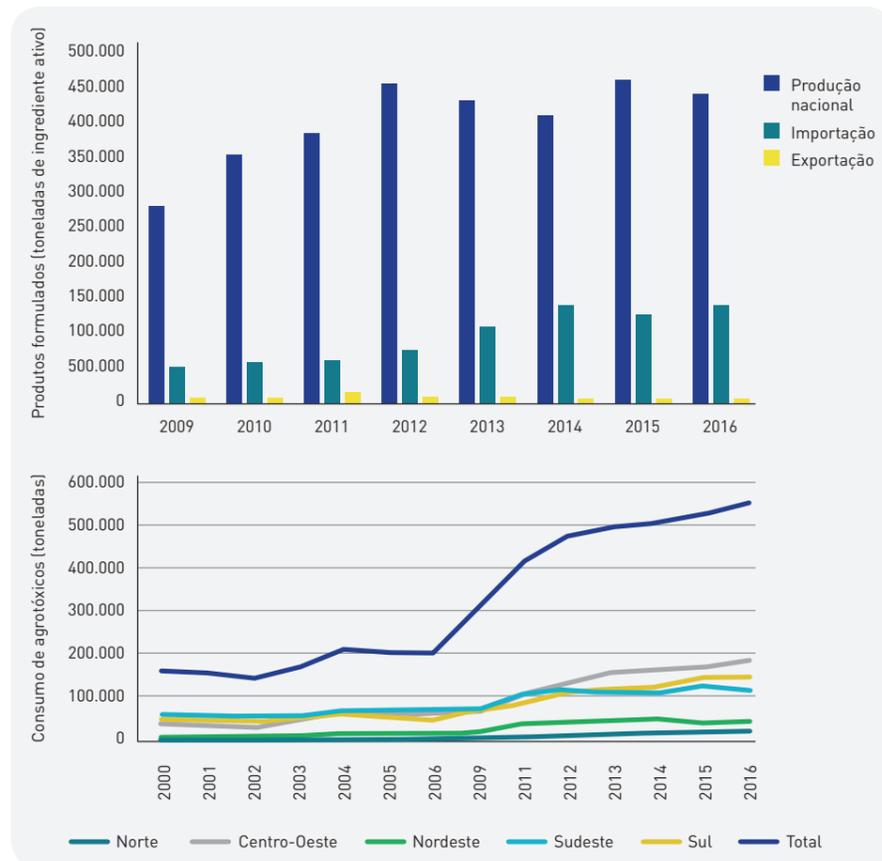


Figura 3.6. (A) Série temporal com valores de produção nacional, importação e exportação de produtos formulados (agrotóxicos) em toneladas. (B) Consumo nacional total e por regiões brasileiras de ingredientes ativos de agrotóxicos. Dados obtidos do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/Ibama (2016).

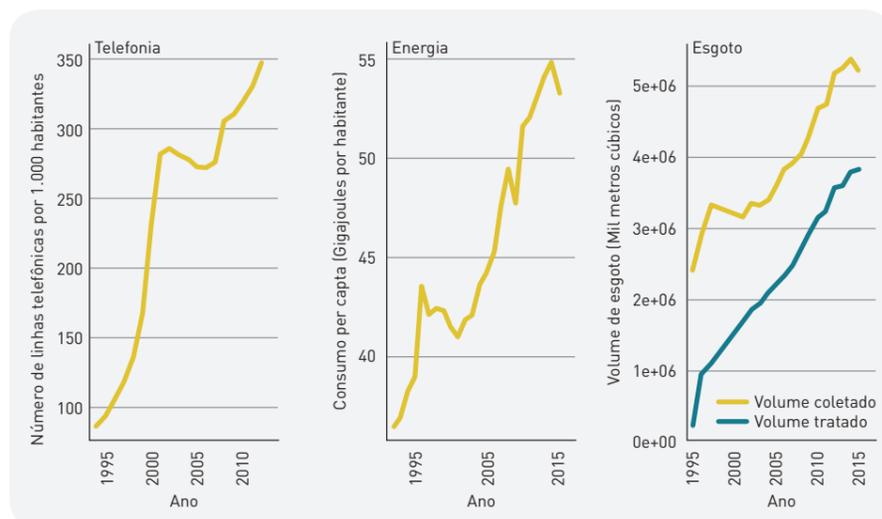


Figura 3.7. Aumento do consumo de recursos naturais e energéticos ao longo do tempo no Brasil. Dados obtidos do Sistema IBGE de Recuperação Automática/Sidra (2018). Disponível em: www.sidra.gov.br

O padrão de vida no Brasil melhorou nos últimos 15 anos, mas a desigualdade social permanece apesar das transferências de renda promovidas pelo governo federal, que provocaram efeitos positivos (embora efêmeros) na redução da pobreza. Milhões de pessoas deixaram a categoria de pobreza entre 2003 e 2013 no país, devido em grande parte à transferência direta de renda, o que diminuiu de 45% para 19% a proporção de pessoas em situação de pobreza. No entanto, o número de pessoas pobres e vulneráveis ainda atingiu quase 80 milhões em 2013 (PNUD, 2016). O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) para o Brasil aumentou entre 1991 e 2015, passando de cerca de 0,50 para mais de 0,75. O IDH ajustado pela desigualdade foi consideravelmente menor em 2015, somente 0,56¹. Entretanto, os índices de Gini e Theil-L, que elencam a desigualdade social da população, se mantiveram relativamente estáveis ao longo do mesmo período (Figura 3.10).

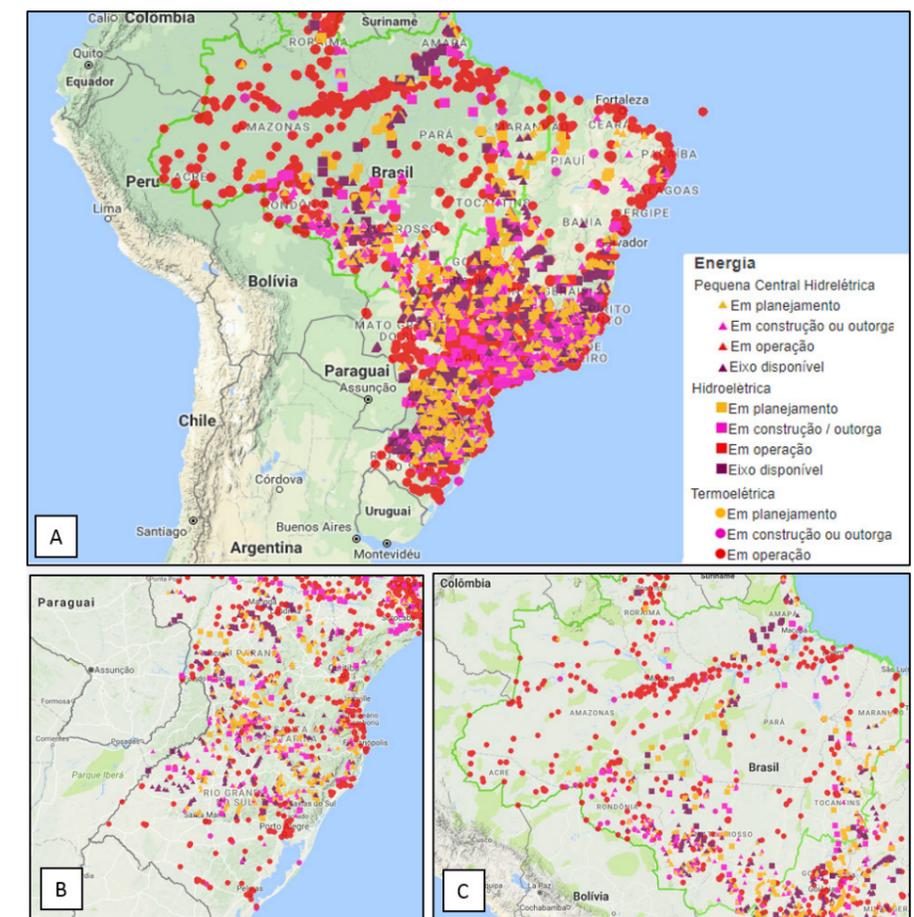


Figura 3.8. Distribuição, em nível nacional, de pequenas centrais hidrelétricas, hidrelétricas e termoeletricas (A). Um enfoque para melhor visualização é dado para as regiões Sul (B) e Norte (C) do Brasil. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/mapa>

1. <http://hdr.undp.org/en/content/inequality-adjusted-human-development-index-ihdi>

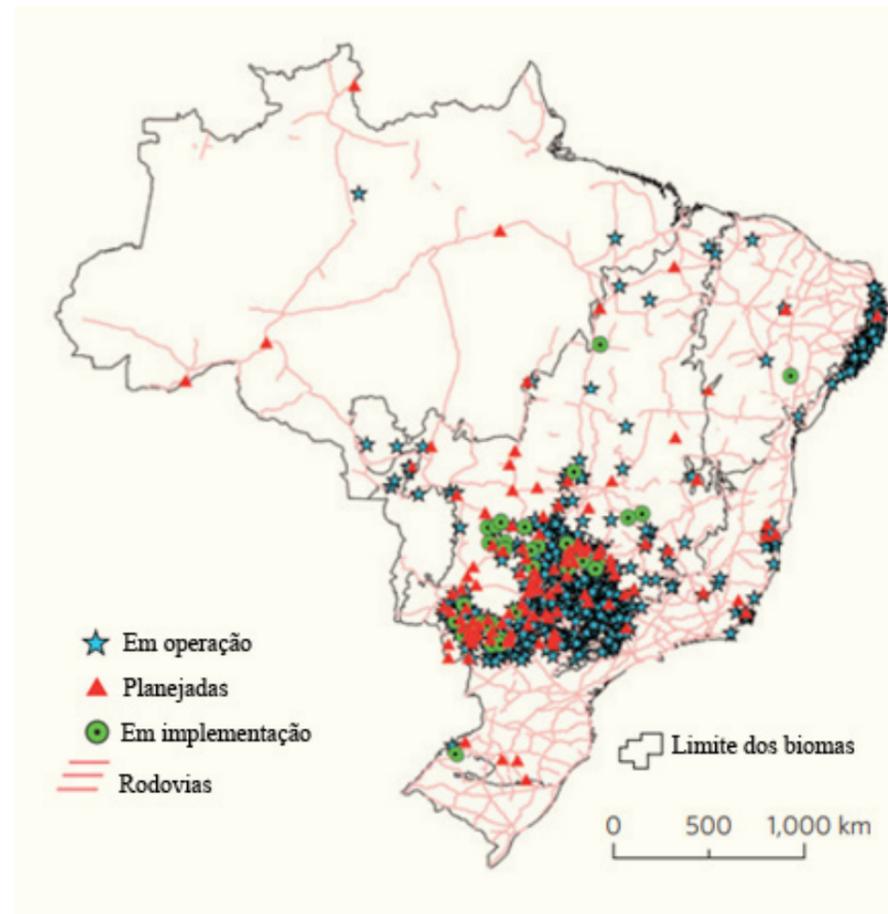


Figura 3.9. Usinas de biocombustível (etanol) implantadas e planejadas no Brasil. Fonte: Lapola D M *et al.* (2014). Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, 4:27-35.

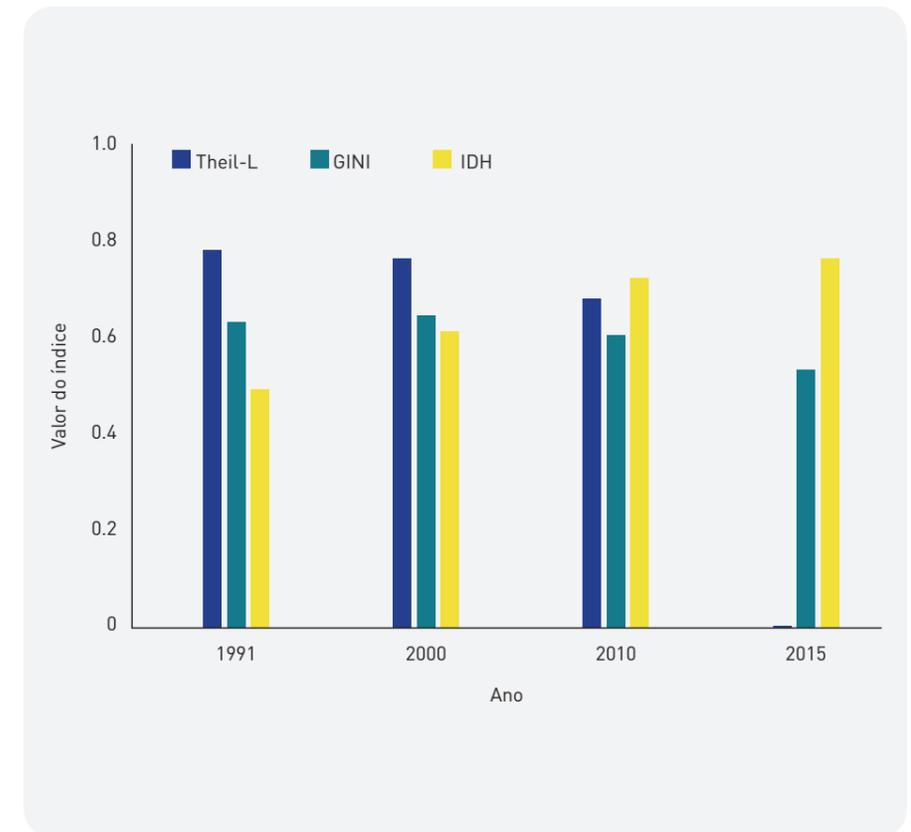


Figura 3.10. Variação temporal dos índices de desenvolvimento humano (IDH), e dos índices que elencam a desigualdade social (GINI e Theil-L) no Brasil entre os anos de 1991 e 2015. Dados obtidos do Relatório do Desenvolvimento Humano/Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD 2016). Disponível em: www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/consulta/

3.2.4. Demografia

3.2.4.1. Evolução demográfica no Brasil

No período colonial que vai de 1532 a 1822, com a população indígena ainda dominante, mas em forte declínio populacional e sofrendo perda territorial, observou-se um crescimento da população europeia e africana dedicada a atividades agropecuárias, à mineração e ao comércio vivendo em aldeias, vilas e fazendas na zona rural, em algumas poucas cidades na zona costeira e em áreas de mineração. Já o período imperial, entre 1822 e 1889, e o período da república velha entre 1890 e 1930, com população semelhante à do período colonial e contínuo declínio populacional indígena, foram marcados por um grande crescimento populacional associado à gradativa imigração europeia de várias etnias e africana. Os habitantes se ocupavam basicamente do comércio e da agropecuária e as capitais, cada vez mais numerosas, assistiam ao avanço industrial.

No período republicano moderno, desde a década de 1930 aos dias atuais, deu-se um contínuo crescimento demográfico, embora nas últimas décadas as taxas de fecundidade tenham diminuído. Há forte concentração urbana (atualmente mais de 85% da população brasileira vive em cidades) e prevalecem as atividades de alta produtividade nas áreas de comércio, indústria, agropecuária e mineração.

O tamanho da população humana e sua densidade demográfica variaram bastante ao longo desses períodos. As estimativas populacionais vão de menos de 1 milhão, ao final da pré-história antiga, até cerca de 5 milhões, tanto no fim da pré-história tardia – quando da chegada de Pedro Álvares Cabral (Denevan, 1992) – quanto no final da colônia e no início do império, época marcada por um alto declínio populacional indígena. Ao término do império estima-se uma população de 14 milhões, aumentando para aproximadamente 35 milhões em 1930 (com apenas cerca de 100 mil indígenas em 1950 – menor população indígena registrada no Brasil) e chegando aos atuais 207,7 milhões (sendo 51% autodeclarados negros e pardos e menos de 0,5% autodeclarados indígenas, pertencentes a cerca de 305 etnias distintas (IBGE, 2017; ISA, 2017).

3.2.4.2 Demografia e impactos sobre a biodiversidade e os ecossistemas

O Brasil é o quinto maior país do mundo, com 8.515.759 km², e ocupa o sexto lugar na lista dos mais populosos, com distribuição espacial desproporcional, tanto entre suas regiões como entre áreas urbanas e rurais. Enquanto a população urbana mais que triplicou entre 1970 e 2010, alcançando 161 milhões, a população rural encolheu 28%, ficando reduzida a 30 milhões. A população está distribuída de forma desigual pelo país, o que reflete em diferentes tipos e magnitudes de pressão sobre as distintas regiões e os biomas. Destaca-se a zona costeira, porção mais povoada do território nacional, compreendendo 17 Estados e cerca de 400 municípios, incluindo várias capitais, que abriga cerca de 26% da população e possui densidade demográfica de 105 habitantes por km² (IBGE, 2011).

A biodiversidade, a água doce e os estoques de carbono no Brasil estão entre os maiores do mundo (Dias, 1998; ANA, 2017; Fearnside & Laurance, 2004). Cabe frisar que os estoques e os fluxos de água e carbono dependem da cobertura vegetal, que por sua vez depende da fauna para a dispersão de sementes, a polinização e o controle de predadores e competidores, ou seja, a biodiversidade (Dias, 2017). De forma semelhante, o sequestro de carbono da atmosfera e sua conversão em biomassa – que pode ser transformada em alimento para os seres humanos – e oxigênio dependem largamente da produção primária realizada pelo fitoplâncton marinho. As funções e os serviços ecossistêmicos são todos interdependentes.

As complexas interações recíprocas, entre população e meio ambiente, raramente recebem a devida atenção científica ou política (Hogan *et al.* 2010; D'Antona 2017). De um lado, as transições demográficas, com mudanças de fecundidade, mortalidade e migração que alteram tamanho, crescimento, estrutura etária, distribuição espacial e composição socioeconômica e cultural da população, influem nas mudanças ecossistêmicas (Martine 1993, 2018; Sawyer 1993; Hogan *et al.* 2010; Martine & Alves 2015; Mello & Sathler 2015). De outro, a dinâmica demográfica, sobretudo a migração, sofre diversas influências das mudanças ambientais naturais e antrópicas (Ramos *et al.* 2016; D'Antona 2017).

O tamanho, o crescimento e a composição da população nacional e mundial são os principais determinantes da demanda por alimentos, cuja produção em larga escala geralmente degrada ou suprime habitat (Fearnside 1993; Bilsborrow & Hogan 1999; Vieira *et al.* 2008). Esse tipo de produção também prejudica a conectividade biológica entre remanescentes, especialmente quando os ambientes são ocupados por monoculturas e pecuária (Gascon *et al.* 1999; Fahrig 2003). Além da demanda por alimentos, a produção de biocombustíveis, fibras e celulose em larga escala gera igualmente ambientes que aumentam a temperatura e reduzem a umidade local, com mais eventos extremos (Lawrence & Vandecar, 2015), prejudica os ciclos hidrológicos (Coe *et al.* 2017; Sawyer 2018a) e emite gases de efeito estufa (Fearnside & Laurance 2004; Sawyer 2009), com os respectivos impactos biológicos indiretos. Toda essa produção gera ainda deslocamento do desmatamento para áreas mais remotas (Sawyer 2008).

A biodiversidade e os serviços ecossistêmicos ofertados em ambientes terrestres estão sob controle direto da população e dos proprietários (sejam legais ou irregulares) na área rural, que corresponde a 99,4% do território nacional (Maia & Buainain 2015; Farias *et al.* 2017). Já o uso da biodiversidade como recurso e os demais serviços providos pelos habitats marinhos estão sob controle público. Alguns desastres “naturais” resultam de causas humanas na ocupação da terra rural e urbana, bem como do uso inadequado do ambiente marinho, enquanto outros danos são progressivos (Marandola & Hogan 2004; Martine *et al.* 2015).

É notório que a migração para as áreas de fronteira tropicais contribuiu para o desmatamento na Amazônia e no Cerrado, embora a expansão da pecuária seja a causa principal, impulsionada pelo avanço agrícola em áreas consolidadas (Sawyer 2002; Rivero *et al.* 2009; Bustamante *et al.* 2016). O ciclo de vida das famílias rurais influi no seu uso da terra (Guedes *et al.* 2017) e o êxodo rural de agricultores familiares que migram para as cidades abre caminho para a expansão da pecuária e das monoculturas (Camarano & Abramovay 1999). Se, por um lado, a migração campo-cidade pode reduzir a pressão antrópica direta sobre a natureza, por outro ela aumenta as demandas urbanas por alimento, água e energia provenientes de áreas rurais, ou seja, gera pressões indiretas. E o crescimento

urbano pode ocasionar vulnerabilidade ambiental em assentamentos precários e acarretar a poluição dos rios e do mar, por causa da falta de saneamento (Ojima & Marandola 2010; Sydenstricker-Neto *et al.* 2015).

O envelhecimento da população, com mais adultos e menos crianças, decorrente da redução na fecundidade e na mortalidade e o número maior de domicílios *per capita* devido a famílias menores (Camarano & Abramovay 1999; Carvalho & Rodriguez-Wong 2008), aumentam o consumo médio *per capita* (Ojima 2011a, 2011b), intensificando as demandas sobre o meio ambiente e gerando resíduos e poluentes de todos os tipos. Também cresce o “consumismo” (Martine & Alves 2015; Martine 2018).

Quanto aos efeitos no sentido contrário – das mudanças ambientais na população –, os impactos antrópicos nos ecossistemas tendem a elevar a morbidade e a mortalidade por meio da contaminação química e biológica e da poluição atmosférica (Braga *et al.* 2001; Leal *et al.* 1992). Os agrotóxicos afetam mais diretamente a população rural, enquanto os alimentos processados consumidos nas áreas urbanas também podem prejudicar a saúde humana (Sawyer 2018c). Atividades socioeconômicas podem ser afetadas fortemente pela degradação ambiental, como prejuízos ao turismo causados pela erosão costeira (Nascimento *et al.* 2013) e a presença de lixo marinho (Krelling *et al.* 2017).

Refugiados ambientais como os retirantes das secas nordestinas são raros atualmente (Ramos *et al.* 2016), mas a escassez hídrica está se tornando mais frequente em todas as regiões do país, com impactos interrelacionados ao consumo humano, à agricultura, à indústria e à geração de energia hidrelétrica (ANA 2017). A pluviosidade no período chuvoso e a disponibilidade de água no período seco dependem em parte de ciclos hidrológicos de precipitação e evapotranspiração que podem ser comprometidos pelo aquecimento global e local (Coe *et al.* 2017). Além do efeito estufa, o aquecimento local também se deve a mudanças no uso da terra que reduzem a biodiversidade e aumentam a temperatura superficial. A secura favorece ainda incêndios fora de controle, num círculo vicioso (Schmidt *et al.* 2018). A combinação da diminuição da vazão de rios para o mar, causada pela redução das chuvas e/ou pelo incremento do consumo, com o processo de elevação do nível do mar tem sido responsável pela salinização do lençol freático na zona costeira, com impactos relevantes sobre a produção agrícola e a disponibilidade hídrica para consumo (Copertino *et al.* 2017). Tudo relacionado à água repercute no meio ambiente e na população.

Para mitigar os impactos negativos recíprocos entre população e meio ambiente, não são mais aceitas as posições extremas que ou responsabilizam a população, numa postura malthusiana, ou defendem que esta não gera impactos ambientais, numa conduta anti-malthusiana (Hogan 1993, 2001; Hogan *et al.* 2010; Ojima

2014). O Brasil nunca aceitou o controle da natalidade como imposição. A fecundidade passou por forte queda espontânea ao longo dos últimos 50 anos e a população poderá decrescer a partir de meados deste século (Affonso 2013).

Como mudar a dinâmica populacional é algo muito difícil, além de problemático em termos éticos, as soluções possíveis no país dependem mais de mudanças nos padrões de produção e consumo do que nos padrões demográficos (Sawyer 2001; Martine 2018). De um lado, surgiram propostas de intensificação da agropecuária, com maior produtividade por hectare ao ano, desmatamento líquido zero e transição florestal. Assim, preserva-se o habitat e a conectividade, promovendo uma maior sustentabilidade da agricultura e da pecuária, com menos erosão, escoamento superficial, poluição e emissões (Foley 2011; Tilman *et al.* 2011; Carneiro Filho & Costa 2016). De outro lado, propõe-se manter paisagens produtivas sustentáveis em que comunidades rurais de todos os tipos possam viver em complexos mosaicos de produção e proteção, praticando o uso sustentável da biodiversidade como única forma de alcançar escala suficiente para manter as funções ecossistêmicas de água, biodiversidade e clima (Franklin & Lindenmayer 2009; Manhães *et al.* 2018; Sawyer 2018b). Surgem ainda propostas de “soluções baseadas na natureza” (UN-Water 2018) em ecossistemas florestais e não florestais, bem como no ambiente marinho onde a busca é por conciliar medidas para redução das pressões atualmente existentes com o incentivo a uma economia azul (ou crescimento azul) pautada na exploração de outros tipos de recursos e serviços ecossistêmicos, como biotecnologia e aquicultura. Além de proteção integral em alguns pontos e conservação por meio do uso sustentável em áreas maiores, caberia a recuperação das vastas áreas degradadas nas últimas décadas. Seria uma forma brasileira de alcançar a sustentabilidade no sentido de atender as necessidades das presentes e futuras gerações cuidando do meio ambiente inteiro, da economia e da sociedade.

3.3 VETORES DE MUDANÇAS DIRETOS NATURAIS – DESASTRES NATURAIS

Os desastres naturais são causados por fenômenos hidrometeorológicos, climatológicos, geofísicos e biológicos que, nas regiões em que ocorrem, afetam negativamente tanto os ambientes naturais quanto aqueles construídos pelo homem (Mata-Lima *et al.* 2013). Esses fenômenos, no Brasil, estão principalmente relacionados aos extremos hidrometeorológicos que, combinados com a ocupação humana desordenada nas áreas urbanas, podem resultar em adversidades para a população. De acordo com o Atlas Brasileiro de Desastres Naturais (CEPED 2013), os fenômenos com maiores efeitos durante o período entre 1991 e 2012 foram, em ordem de importância: secas, inundações, vendavais, granizo e deslizamentos de terra (Figura 3.11). Os impactos desses fenômenos tendem a ser acentuados em ambientes já degradados. As mudanças climáticas provavelmen-

te irão exacerbar o efeito dos desastres e a gestão dos mesmos está associada a medidas de adaptação relacionadas principalmente ao regramento do uso e da ocupação do solo. Nesta seção, será discutido o impacto de secas severas e de inundações e deslizamentos.

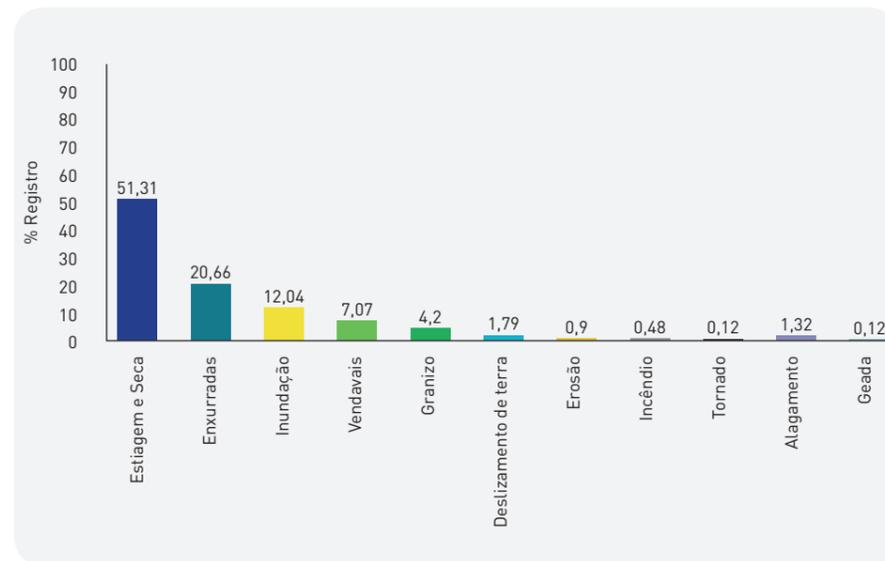


Figura 3.11. Desastres naturais documentados no Brasil entre 1991 e 2012. Dados obtidos do Centro de Estudos e Pesquisas em Engenharia e Defesa Civil/CEPED (2013).

3.3.1. Secas severas

Períodos recentes de instabilidade climática ocorreram na primeira década do século 21, interferindo nos regimes de chuvas e secas ao longo do território brasileiro. Importantes componentes sociais e de biodiversidade foram afetados. Por exemplo, o alargamento de períodos de estiagem em 2001 foi capaz de reduzir o fluxo de água em rios (especialmente do Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste) que alimentam grandes reservatórios. Isso levou a um déficit de produção de energia elétrica no país (Marengo 2008) e, mais recentemente, à diminuição do suprimento de água potável para milhares de pessoas (Marengo 2008; Côrtes *et al.* 2015). Secas extremas como aquelas observadas nos anos de 2005 e 2010 na Amazônia, e potencializadas pelo El Niño e outros tipos de oscilações climáticas, tiveram grande impacto sobre a redução da água em tributários do rio Amazonas, afetando os regimes de inundação, deixando comunidades ribeirinhas isoladas e diminuindo o fluxo do turismo ecológico na região (Marengo 2008; Marengo *et al.* 2011; Serrão *et al.* 2015). Além disso, durante períodos de estiagem é comum a utilização do fogo no manejo de gramíneas na Amazônia, aumentando a vulnerabilidade a incêndios, o que está também relacionado a questões de saúde pública (Oliveira *et al.* 2012). A intensificação da duração e da magnitude dos

períodos secos, associada ao represamento dos rios, tem causado impactos na zona costeira, como a salinização dos estuários e a erosão (Copertino *et al.* 2017). A salinização provoca uma alteração do lençol freático que compromete o cultivo nessa região e o uso da água subterrânea para consumo. Já a erosão de praias e áreas ocupadas por construções gera prejuízos patrimoniais e prejudica as atividades de turismo.

Do ponto de vista da biodiversidade, os impactos de períodos secos têm sido observados nos diferentes biomas. Embora a escassez de chuva seja natural da Caatinga, a extensão dos períodos secos, juntamente com outros vetores de degradação (ver Seção 3.4), são causas perenes de desertificação (Leal *et al.* 2005), perda de habitat e ameaça à rica e endêmica flora e fauna desse bioma. Especificamente para pequenos reservatórios do Nordeste, o prolongamento do período de estiagem está relacionado ao crescimento excessivo de *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma cianobactéria planctônica nociva à saúde humana e que causa efeitos negativos sobre algas e consumidores primários (Bouvy *et al.* 2000).

As secas dos anos 2005 e 2010 na Amazônia tiveram impactos bastante severos na região, levando a uma grande mortalidade de árvores e interferindo na ciclagem do carbono e no clima local (Fearnside 2006; Nepstad *et al.* 2007; Phillips *et al.* 2009; Lewis *et al.* 2011). Períodos extensivos de seca também contribuem para a desertificação da Amazônia, facilitando a invasão de espécies exóticas (ver Seção 3.4.4), como a *Urochloa decumbens* (Silvério *et al.* 2013). A fauna e a flora das áreas inundáveis da Amazônia estão adaptadas aos regimes de inundação (ver seção 3.4.8), mas mudanças drásticas nos mesmos tendem a abalar negativamente características fenológicas, fotossintéticas e de crescimento de muitas espécies vegetais (Piedade *et al.* 2013). Ademais, há influência direta dos regimes de inundação sobre o sucesso reprodutivo e o recrutamento das populações (Amadio *et al.* 2012). Como a principal fonte de proteína animal consumida por ribeirinhos e em grandes cidades da Amazônia provém de recursos pesqueiros, a redução nas taxas de recrutamento afeta a provisão deste relevante serviço ecossistêmico.

Na zona costeira a redução do aporte de água doce, nutrientes e sedimento possui efeitos sinérgicos sobre manguezais e marismas (Copertino *et al.* 2017), importantes habitats de transição entre a terra e o mar e responsáveis por serviços como estabilização da linha de costa, sequestro e estocagem de carbono e local de reprodução de espécies marinhas (Schaeffer-Novelli *et al.* 2016). Esse fenômeno tem levado a uma migração dos manguezais em direção ao continente e, em áreas com ocupação humana consolidada, ao seu estreitamento e, eventualmente, até ao desaparecimento (Godoy & Lacerda 2015).

3.3.2. Inundações e deslizamentos

O banco de dados de eventos de emergência (EM-DAT²) – uma base de dados internacional sobre desastres mantida pelo Centro de Pesquisa sobre Epidemiologia de Desastres (CRED) – afirma que, durante o período de 1948 a 2010, o Brasil foi atingido por 146 desastres relacionados à precipitação (tempestades, inundações e deslizamentos), que causaram 8.627 mortes e afetaram quase 3 milhões de pessoas. Aproximadamente 75% desses episódios calamitosos ocorreram nas últimas três décadas (1980 a 2010) (EM-DAT 2010). Esses números, consistentes com outros estudos, demonstram uma tendência ascendente na gravidade dos desastres provocados pelas precipitações. Em relação às inundações instantâneas (aquelas decorrentes de eventos locais e de elevada pluviosidade), a região Sul do Brasil apresentou o maior número de ocorrências (2.476 no período considerado), seguida pela região Sudeste (2.036) (Soler *et al.* 2013). Destaca-se o efeito sinérgico entre eventos meteorológicos (alta pluviosidade) e oceanográficos (marés meteorológicas e ondas) na zona costeira, que intensifica o potencial de impacto desses fenômenos, como ocorrido no Vale do Itajaí, em Santa Catarina, por ocasião do ciclone extratropical Catarina, em 2004, e como tem acontecido de forma mais frequente na Ponta da Praia de Santos, em São Paulo (Nobre & Marengo 2017).

O maior número de deslizamentos de terra foi observado na região Sudeste do país, principalmente nos Estados de Minas Gerais e do Rio de Janeiro. Nessa região, no período de 1948 a 2010, foram registrados quase 400 deslizamentos, causando cerca de 500 mortes. A estabilidade ecossistêmica de regiões florestadas, especialmente na Mata Atlântica, controla a estabilidade do solo nas encostas íngremes da Serra do Mar, bem como os níveis de rios e reservatórios. Como consequências da interrupção dessa estabilidade, ocorrem inundações e deslizamentos (Joly *et al.* 2014). O desprendimento e o transporte de partículas de solo durante deslizamentos provocam impactos significativos em cursos d'água, como o aumento da turbidez e a redução da capacidade fotossintética, processo essencial do metabolismo aquático. Além disso, a entrada de partículas causa o assoreamento dos canais, diminuindo a velocidade da água e as características geomorfológicas naturais, com consequente perda de habitat, impedimento à navegação e incremento nos episódios de inundação (Kobiyama *et al.* 2011).

A variabilidade climática natural sob a forma de ciclos plurianuais de escassez e excesso de chuva em toda a Amazônia produz, de tempos em tempos, secas

e inundações. No entanto, vários estudos documentaram uma alta frequência desses eventos extremos sobre a Bacia Amazônica nas últimas décadas (ver Marengo & Espinoza 2016 para uma revisão). Os impactos na produção pesqueira das planícies de inundação da Amazônia estão associados à magnitude das inundações e de sua duração (Petrere 1983; Bayley 1989; Welcomme 1990). Mesmo sem uma relação significativa entre a produção anual total de peixes e a área máxima inundada, é possível estabelecer algumas associações importantes quando são analisados os rendimentos anuais de diferentes espécies, separadamente (Melack *et al.* 2009). Enchentes recordes na Amazônia, como a do rio Madeira em 2014, têm provocado mortalidade inédita em indivíduos de espécies de árvores de terra firme, quando inundados por períodos prolongados (Herraiz *et al.* 2017).

3.4 VETORES DIRETOS E ANTROPOGÊNICOS

3.4.1 Mudanças no uso e na cobertura da terra

Mudanças no uso da terra no Brasil vêm acontecendo desde antes da época do descobrimento (Dean 1995), mas as alterações foram intensificadas nas últimas décadas, sendo algumas regiões mais impactadas do que outras, especialmente graças à expansão agrícola, agropecuária e urbana. A Amazônia e o Pantanal são os biomas que retêm as maiores porções de vegetação original (82 e 73%, respectivamente). Já a Mata Atlântica e o Pampa constituem os biomas mais impactados em sua cobertura nativa, restando apenas 28% do primeiro e 26% do segundo. No caso da Mata Atlântica grande parte dos remanescentes estão dispostos em fragmentos pequenos (< 50 ha), sob forte influência do efeito de borda, logo muito alterados por perturbações humanas (Ribeiro *et al.* 2009). Por fim, Caatinga e Cerrado (Quadro 3.3) são moderadamente impactados, tendo sido reduzidos a 57 e 55% de sua área original, respectivamente (Figura 3.12). Apesar de todos os esforços para reduzir as taxas de perda da cobertura vegetal, ainda é possível observar o contínuo avanço da conversão de vegetação nativa em outros usos em quase todos os biomas (Figura 3.13). Provavelmente devido ao adiantado cenário de diminuição de sua cobertura nativa na década de 50 (da Fonseca 1985), a Mata Atlântica é o único bioma que não aumentou a expansão de áreas agrícolas e pastagens nos últimos 15 anos (Figura 3.13). A situação é agravada quando contraposta ao fato de que uma área muito pequena de cada bioma está sob algum tipo de proteção em unidades de conservação (UCs) ou em terras indígenas (ver seção 3.7) (Jenkins *et al.* 2015).

2. www.emdat.be

QUADRO 3.3

Contexto histórico e econômico da ocupação do Cerrado

O O bioma Cerrado vem sendo convertido de forma intensa desde o século 19. A ocupação do Cerrado central se acentuou durante as primeiras décadas de 1900, com o crescimento da indústria do café em conjunto com a produção de leite, que aumentou rapidamente o tamanho dos rebanhos de gado nessa região. Já nas últimas décadas do século 20, com a construção de Brasília, as vantagens naturais da área e o avanço das técnicas de agricultura e pecuária, aliadas ao desenvolvimento das redes rodoviárias no centro do Brasil, levaram à uma maior ocupação e ao aumento da produtividade no Triângulo Mineiro e demais regiões próximas, todas contidas no bioma Cerrado (Klink & Moreira 2002).

A partir da década de 1980, especialmente, e graças às pesquisas agrônômicas que permitiram o aprimoramento da agricultura em larga escala, o Cerrado foi progressivamente sendo incorporado à fronteira agrícola nacional. O bioma tornou-se a maior região brasileira produtora de soja, além de importante produtora de arroz, milho e algodão e, mais recentemente, cana-de-açúcar (Perosa *et al.* 2015; Ortega *et al.* 2014). É ali também onde se concentra o maior rebanho de gado do país. O desenvolvimento da moderna agricultura e pecuária no Cerrado teve um alto custo ambiental: fragmentação da paisagem, perda de biodiversidade, invasões biológicas, erosão dos solos, poluição das águas, degradação da terra e uso demasiado de defensivos agrícolas (Klink *et al.* 1993; Klink *et al.* 1995; Davidson *et al.* 1995; Conservation International *et al.* 1999; Klink & Moreira 2002). Para muitos especialistas, o Cerrado é a região do país que mais suscita preocupação, em função do risco que corre sua biodiversidade única e pelo seu papel na manutenção de outros biomas.

A transformação do Cerrado continua a passos rápidos e as principais causas de degradação do bioma são atualmente a cana-de-açúcar, a soja, a pecuária e o carvão vegetal. De acordo com o Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite (PMDBBS) (MMA 2015a), no acumulado até 2011, tem-se que 997.063 km² de Cerrado foram desmatados (48,89%), restando 51,11% remanescentes. Recentemente, o desmatamento está concentrado no Maranhão, no Tocantins e no oeste da Bahia.

Projeções para o ano de 2040 revelam que a situação do Cerrado será ainda mais preocupante, indicando que mais 753.776 km² serão perdidos e o bioma terá 78% de sua área original destruída (Cavalcanti *et al.* 2010). Além da perda de grandes extensões de áreas naturais, os poucos remanescentes que permanecerão ficarão tão isolados que sua viabilidade biológica estará seriamente comprometida.

A perda (ou remoção completa) de habitat por meio da conversão para outros usos e a fragmentação (i.e. a ruptura de um habitat contínuo em inúmeras manchas menores) são os principais processos decorrentes de mudanças no uso da terra, afetando a biodiversidade e, conseqüentemente, a provisão de serviços ecossistêmicos (Mitchell *et al.*, 2015a; Mitchell *et al.*, 2015b). Isso ocorre, basicamente, devido a dois mecanismos fundamentais: i) redução na disponibilidade de recursos (principalmente alimentares, de abrigo e reprodução) para as espécies de habitat nativo, tanto localmente (na mancha em que a espécie ocorre) quanto na paisagem como um todo; e ii) aumento no isolamento entre as manchas de habitat nativo, dificultando o deslocamento das espécies de uma mancha para outra (Fahrig, 2003). Embora pouco discutida, a fragmentação também acomete ambientes marinhos. A supressão ou degradação de habitats costeiros, como manguezais, recifes de corais e montes submersos, tem potencial de levar à quebra de conectividade, que pode causar a diminuição da variabilidade genética em populações isoladas e prejudicar a recuperação em caso de impactos naturais ou antrópicos.

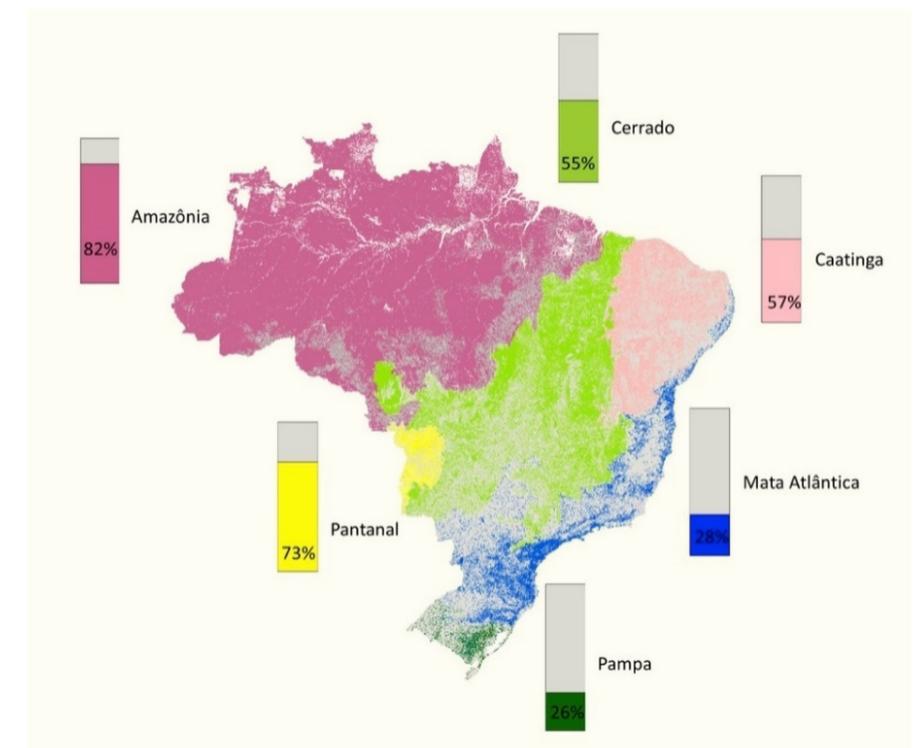


Figura 3.12. Vegetação remanescente nos diferentes biomas brasileiros. Dados obtidos da rede MapBiomas. Acesso em: Nov/2017. Disponível em: <http://mapbiomas.org>.

A maioria dos estudos sobre mudanças no uso da terra e seus impactos na biodiversidade foi desenvolvido na Amazônia (42,7%), seguida da Mata Atlântica

(19,2%) e do Cerrado (18,7%). Em contrapartida, os biomas Pampa, Pantanal, Caatinga e Zona Costeira são menos estudados (<4% dos artigos; Figuras 3.14 e 3.15). O foco dos estudos varia conforme a região. Na Amazônia, por exemplo, muitos estudos concentram-se na avaliação dos impactos da mudança no uso da terra sobre o avanço do desmatamento (e.g. Morton *et al.*, 2006; Barona *et al.*, 2010), a emissão de gases estufa (e.g. Fearnside & Laurance, 2004; Potter *et al.*, 2009), os ciclos biogeoquímicos (e.g. Davidson *et al.*, 2004; Sena *et al.*, 2013) e as mudanças no regime do fogo (Cochrane & Barber, 2009; Aragão & Shimabukuro, 2010). Na Mata Atlântica o enfoque principal é sobre os efeitos na biodiversidade (60% dos estudos; e.g. Cassano *et al.*, 2009; Banks-Leite *et al.*, 2014). Os estudos no Cerrado, por outro lado, analisaram intensamente os impactos no estoque de carbono no solo (~30%; Battle-Bayer *et al.*, 2010; Miranda *et al.*, 2016) bem como na biodiversidade (29% dos estudos; e.g. Muylaert *et al.*, 2016). A ocupação do ambiente marinho permite discernir efeitos específicos gerados pelas diferentes atividades – exploração de óleo e gás, pesca, aquicultura e mineração –, mas cuja identificação e dimensionamento estão normalmente ligados ao processo de licenciamento ambiental.

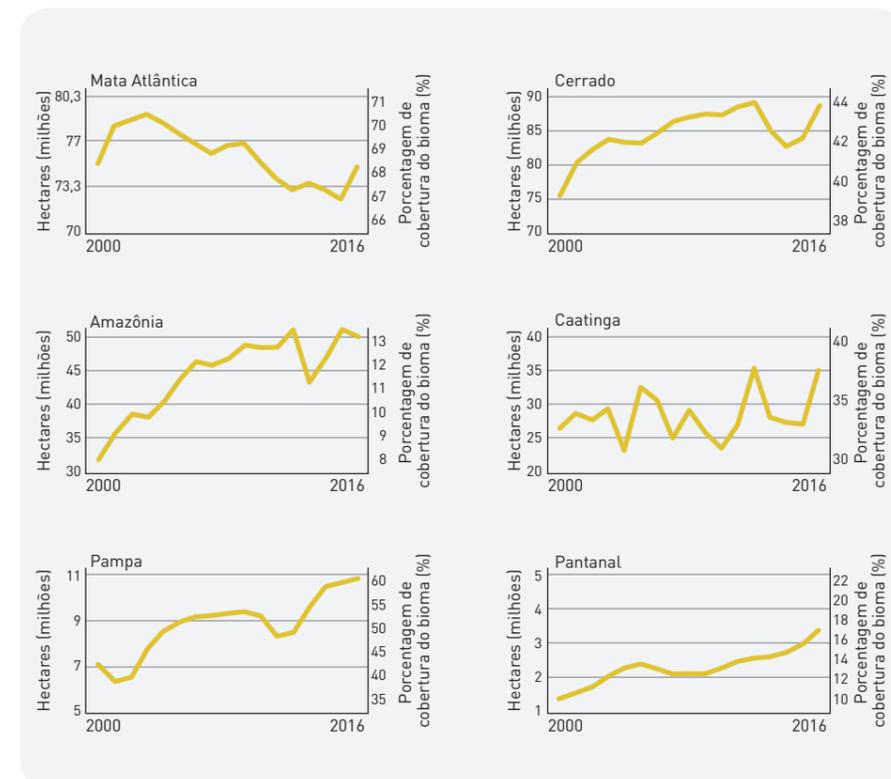


Figura 3.13. Extensão da área agropecuária nos últimos 16 anos para os biomas brasileiros. Dados obtidos da rede MapBiomas. Acesso em: Nov/2017. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>.

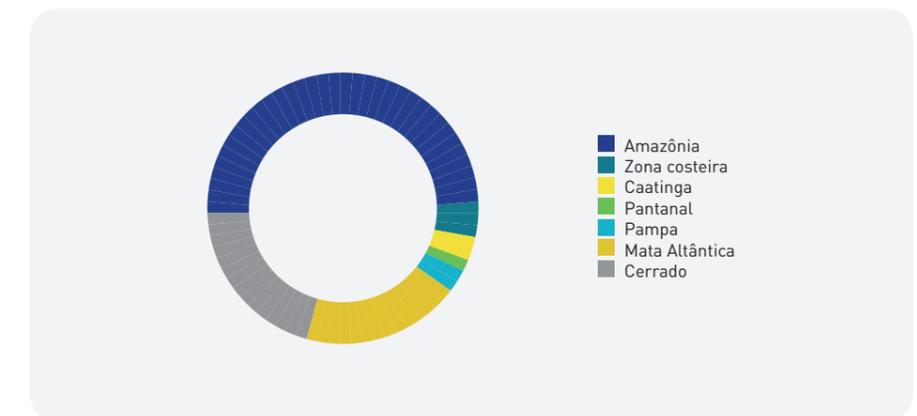


Figura 3.14. Distribuição espacial dos estudos avaliando os efeitos das mudanças no uso da terra sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Dados obtidos do *Web of Knowledge* (<https://apps.webofknowledge.com>) considerando os anos 2000-2016, em duas janelas temporais: 2000 a 2011, selecionando os 200 artigos mais citados, e 2012 a 2016, selecionando os 100 artigos mais citados. Foram utilizadas as seguintes palavras-chave para cada espaço temporal: "land use" OR "land cover" OR (habitat OR forest*) AND (fragmentation OR degradation OR loss) OR deforestation, seguido de cada bioma. No total, 716 artigos foram avaliados.

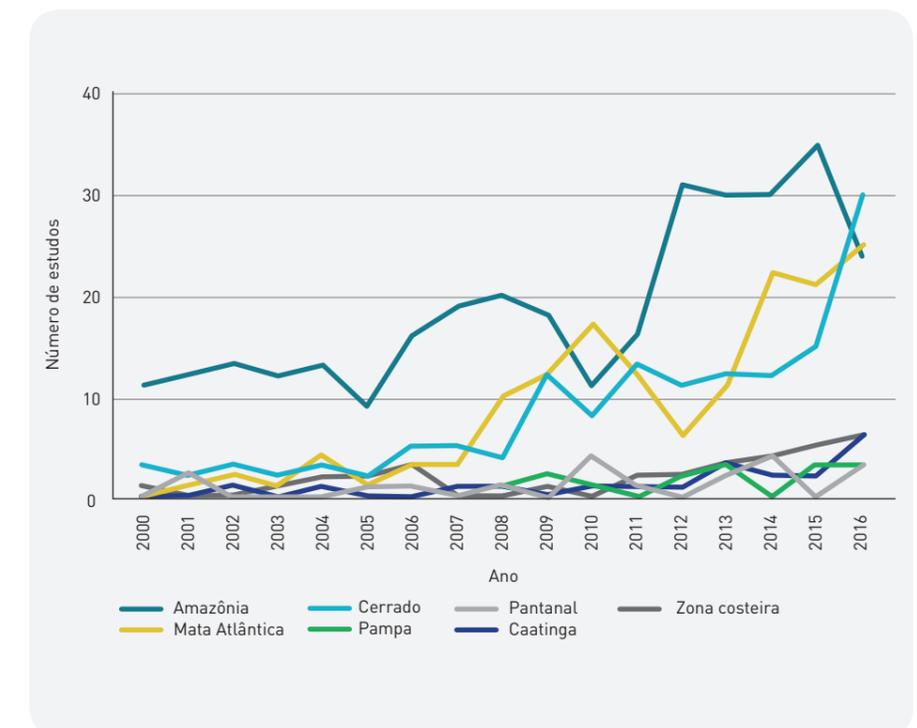


Figura 3.15. Distribuição temporal dos estudos avaliando os impactos das mudanças no uso da terra sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil. Dados obtidos do *Web of Knowledge* (<https://apps.webofknowledge.com>) considerando os anos 2000-2016, em duas janelas temporais: 2000 a 2011, selecionando os 200 artigos mais citados, e 2012 a 2016, selecionando os 100 artigos mais citados. Foram utilizadas as seguintes palavras-chave para cada espaço temporal: "land use" OR "land cover" OR (habitat OR forest*) AND (fragmentation OR degradation OR loss) OR deforestation, seguido de cada bioma. No total, 716 artigos foram avaliados.

Embora a resposta à perda de habitat e à fragmentação seja diferente entre as espécies, o padrão geral é que espécies especialistas de habitat ou endêmicas são negativamente afetadas (e.g. Pardini, 2004; Banks-Leite *et al.*, 2014), enquanto espécies mais generalistas e amplamente distribuídas tendem a ser menos impactadas (Banks-Leite *et al.*, 2014). Ademais, a perda e a fragmentação de habitat contribuem para a homogeneização biótica (i.e., o aumento da similaridade de comunidades biológicas entre manchas ou regiões), transformando assim comunidades mais íntegras (dominadas por espécies especialistas de habitat) em comunidades constituídas por espécies mais generalistas e adaptadas a distúrbio, como demonstrado para aves (Vallejos *et al.*, 2016) e comunidades vegetais (Lôbo *et al.*, 2011) na Mata Atlântica. Como consequência, além da perda de espécies especialistas que desempenham importantes funções nos ecossistemas (Banks-Leite *et al.*, 2014; Morante-Filho *et al.*, 2015; Boesing *et al.*, 2018a), há a supressão de relevantes interações ecológicas (Morante-Filho *et al.*, 2016; Câmara *et al.*, 2017), reduzindo o potencial de provisão de serviços ecossistêmicos e propiciando a expansão de espécies que podem ser consideradas pragas ou vetores de doenças (Püttker *et al.*, 2008; Prist *et al.*, 2017a).

Outra consequência da fragmentação e perda de habitat é o efeito de borda que atinge mais da metade das florestas do globo, mudando substancialmente as condições do ambiente (Ries *et al.*, 2004) e impactando 85% das espécies de vertebrados dessas florestas (Pfeifer *et al.*, 2017). No Brasil, evidências para diferentes biomas demonstram que a criação de bordas afeta negativamente a estrutura da vegetação, em termos de riqueza de espécies e biomassa, e consequentemente o serviço de estocagem de carbono (Robinson *et al.*, 2015). Estudos na Mata Atlântica revelam que florestas sem ou com pouco efeito de borda retêm até três vezes mais carbono do que fragmentos pequenos e com influência desse efeito (Dantas de Paula *et al.*, 2011; Magnago *et al.*, 2017). O efeito de borda, contudo, não é tão nítido em florestas secundárias que se regeneraram em condições fragmentadas (d'Albertas *et al.*, 2018). Ademais, ao perturbar as condições de microclima, as bordas influenciam também negativamente a sucessão ecológica (Laurance *et al.*, 2006; Groeneveld *et al.*, 2009), além de aumentarem a suscetibilidade ao fogo, especialmente na Amazônia (e.g. Cochrane, 2001; Armenteras *et al.*, 2017). Por fim, a criação de bordas pode levar à proliferação de espécies mais adaptadas a distúrbios, que por sua vez podem ampliar a transmissão de zoonoses (Ogrzewalska *et al.*, 2011; Prist *et al.*, 2016).

Estudos na Mata Atlântica e na Amazônia mostram que, para a manutenção dos processos ecológicos e ecossistêmicos, existe um limiar crítico de vegetação nativa remanescente que varia entre 30-40% na Amazônia (Ochoa-Quintero *et al.*, 2015) e entre 20 e 50% na Mata Atlântica (Banks-Leite *et al.*, 2014; Crouzeilles *et al.*, 2014; Boesing *et al.*, 2018a). Áreas alteradas (i.e., matriz agrícola) podem influenciar a persistência das espécies em paisagens fragmentadas e, quanto

menor o contraste do uso da terra (i.e., cultivos agrícolas com maior similaridade estrutural com a vegetação nativa), maior a probabilidade de as espécies se dispersarem entre manchas, utilizarem recursos suplementares (que acarretam a provisão de serviços ecossistêmicos, como controle de pragas e polinização) e persistirem em longo prazo nessas paisagens (Boesing *et al.*, 2018b).

Mudanças no uso da terra e expansão agrícola afetam não somente a biodiversidade, mas também a disseminação de doenças e até os regimes locais de precipitação. Na Amazônia, por exemplo, muitos estudos demonstram uma relação positiva entre o desmatamento e o aumento na incidência da malária por meio da maior interação entre humanos e áreas degradadas (Conn *et al.*, 2002; Vasconcelos & Novo, 2003; Stefani *et al.*, 2013). Outro estudo constatou que o avanço da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, em uma área de transição de Mata Atlântica e Cerrado, junto com uma elevação da temperatura, pode acentuar em até 34% o risco de infecção da população por hantavirose (Prist *et al.*, 2017b). Resultados similares foram encontrados no Cerrado, onde a prevalência da hantavirose ocorre em áreas dominadas por pastagens (Santos *et al.*, 2011a). Quanto às mudanças de regimes climáticos, exemplos bastante drásticos são a seca no Sistema Cantareira em São Paulo, entre 2012 e 2014, e a seca da Amazônia em 2005, eventos que tendem a se tornar mais frequentes e que tiveram influência direta do desmatamento, que reduz a umidade das áreas atingidas e interfere no ciclo de chuvas (D'Almeida *et al.*, 2007; Spera *et al.*, 2016).

As consequências da fragmentação e da perda de vegetação nativa em função da expansão de usos antrópicos são críticas porque não apenas estamos extinguindo espécies, mas também as funções desempenhadas por elas. A supressão de polinizadores, por exemplo, é um fato que está acontecendo no mundo todo (IPBES, 2016). No Brasil, estudos apontam que plantações de café no Sudeste podem sofrer um déficit de polinização nos próximos 70 anos devido às mudanças climáticas e ao desmatamento (Giannini *et al.*, 2015). Dados empíricos atestam que a presença de abelhas polinizadoras em plantações de café pode aumentar em até 28% a produtividade do cafeeiro e mostram uma relação positiva entre a cobertura de vegetação nativa e a frutificação do café, graças tanto à ação de polinizadores quanto de inimigos naturais de pragas agrícolas, com evidências para a ação de formigas (Uribe, 2016), vespas (Leite, 2014), aves e morcegos (Librán-Embíid *et al.*, 2017).

De forma geral, o padrão encontrado é claro: quanto mais conservadas estão as paisagens, mantendo cobertura de vegetação nativa acima de um determinado limiar, em uma disposição espacial pouco isolada, e quanto menor for a intensidade de uso e perturbação dessas áreas nativas, maior a biodiversidade e, consequentemente, a provisão de diferentes serviços ecossistêmicos que beneficiam diretamente o bem-estar humano (Figura 3.16). É necessário que o ordenamen-

to territorial considere esses processos que ocorrem no nível da paisagem, de forma a minimizar os efeitos negativos das unidades de uso antrópico sobre a vegetação nativa remanescente, possibilitando, ao mesmo tempo, aperfeiçoar os serviços ecossistêmicos nas áreas produtivas. Neste sentido, as populações indígenas e tradicionais, com suas práticas realizadas em sistemas agroflorestais, fornecem alguns exemplos de uso do solo com manutenção da biodiversidade (Quadro 3.4).

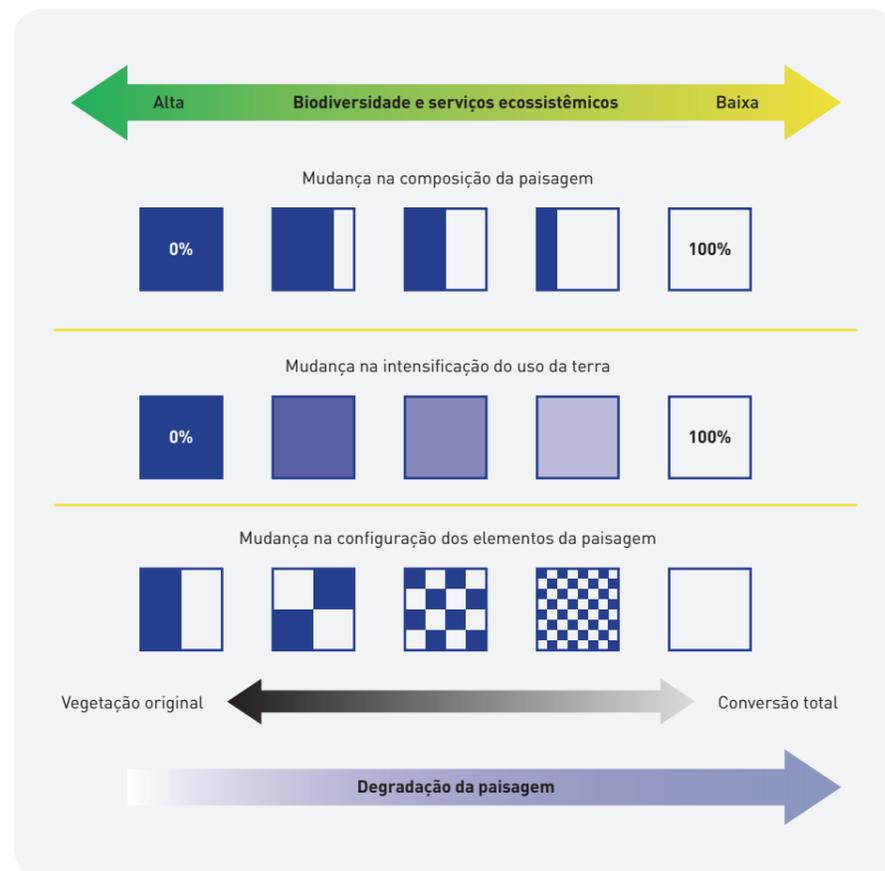


Figura 3.16. Representação esquemática da relação entre a degradação da paisagem, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. A intensificação da degradação da paisagem ocorre por meio da mudança em três elementos da paisagem: a composição (uso da terra), a intensificação do uso da terra, e a configuração dos elementos da paisagem (distribuição espacial dos elementos). Quanto mais conservadas estão as paisagens, mantendo cobertura de vegetação nativa (representada em azul na figura) acima de um determinado limiar, numa disposição espacial pouco fragmentada, e quanto menor for a intensidade de uso das terras (áreas de uso antrópico estão representadas em branco na figura) e a perturbação das áreas nativas, maior a biodiversidade e, conseqüentemente, a provisão de diferentes serviços ecossistêmicos.

QUADRO 3.4

Uso da terra por populações indígenas e tradicionais

Apesar de serem mais evidentes os efeitos negativos das ações humanas na perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, mudanças de uso e ocupação da terra promovidas pelo homem podem também ter impactos benéficos. Em particular, existem casos em que populações indígenas e locais têm conservado e até mesmo aumentado a agrobiodiversidade com múltiplos usos da terra (Cunha & Lima, 2017). Os usos da terra por essas populações comumente produzem mosaicos (paisagens multifuncionais), que são caracterizados pela grande diversidade de ecossistemas e espécies em variadas escalas espaciais (Padoch & Pinedo-Vasquez, 2000). Essas paisagens construídas contêm pastagens, parcelas cultivadas, áreas de pousio e floresta madura, entre outras formas de uso da terra (Balée, 2013; Padoch & Sunderland, 2013), geralmente detendo alta diversidade de plantas e árvores (Brondizio, 2008).

Vogt *et al.* (2015a) ilustram que, embora a extensão das lavouras monocultivadas e das pastagens tenha se ampliado em muitos biomas no Brasil, em resposta a uma maior integração aos mercados globais (vetores indiretos), as populações locais no Delta da Amazônia mantiveram a agrobiodiversidade como estratégia de adaptação aos choques de alta imprevisibilidade. Exemplos desses imprevistos seriam o tempo e a duração das inundações, a constante migração das margens dos rios, a mudança espacial e temporal na disponibilidade de alimentos e as demandas dos mercados nacional e internacional (Pinedo-Vasquez *et al.* 2002).

Essas populações perpetuaram sistemas de produção multifuncionais que, simultaneamente, fornecem produtos comerciais de alto valor, protegem habitats de peixes e impedem a erosão das margens dos rios. Elas conservam e manejam uma diversidade de recursos na floresta que produz alimentos e renda por todas as estações (Vogt *et al.* 2016). Essas recentes descobertas sustentam a relevância das abordagens que considerem a escala da paisagem em políticas de conservação e que reconheçam a importância das populações indígenas e locais em espaços naturais, bem como suas práticas contínuas de manejo e conservação de espécies selvagens e domésticas (Cunha & Lima 2017). Isso preservará os serviços econômicos, culturais e espirituais de grande valor a partir das paisagens.

3.4.2 Mudanças climáticas

As projeções futuras para o Brasil apontam para um aumento da temperatura em todo o país, sobretudo nas regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste (PBMC, 2014). Em uma grande parte dessas mesmas regiões espera-se também uma redução significativa das chuvas, com um incremento dos eventos de secas, prin-

principalmente no leste da Amazônia, do Cerrado e da Caatinga. Ao mesmo tempo, as previsões indicam uma intensificação das chuvas no Sul e Sudeste do país. Esses cenários são congruentes com alterações climáticas que já vêm sendo observadas nas últimas décadas na América do Sul (Magrin *et al.*, 2014). O ambiente marinho possui particularidades, pois além de ser influenciado pelas mudanças que afetam o ambiente terrestre, como descarga fluvial, sofre transformações diretas derivadas de eventos extremos (chuvas, ventos e marés meteorológicas), elevação da temperatura e do nível do mar e aumento da concentração de gás carbônico e acidificação da água do mar (Copertino *et al.*, 2017).

Projeções para 2070 mostram que um aumento de 2 a 3°C na temperatura (como previsto no cenário RCP8.5), acoplado à redução das chuvas, levará a um processo de savanização na Amazônia (Malhi *et al.*, 2009, Anadón *et al.*, 2014, mas ver Huntingford *et al.*, 2013), desertificação da Caatinga (Marengo *et al.*, 2010) e expansão da Mata Atlântica em direção ao Pampa (Salazar *et al.*, 2007). Tais alterações na área dos biomas seriam acompanhadas de mudanças na distribuição das espécies e do empobrecimento dos ecossistemas. Essas previsões se assemelham às de Yu *et al.* (2014), que também usaram o cenário RCP8.5, e às de Leadley *et al.* (2014), que anteviram para 2075, com uma elevação de 3°C, um processo de savanização das florestas tropicais brasileiras e de empobrecimento do Cerrado, no cenário A2 do IPCC (2007). Projeções para a costa brasileira para os anos 2081-2100, considerando o cenário intermediário RCP 4.5 do IPCC, indicam valores de aumento relativo do nível do mar de 0,4 até 0,57 m, com as maiores elevações observadas para o Norte e Nordeste (Carson *et al.*, 2016). Costa (2007) estimou um aumento na ordem de 4,2 mm por ano com base na análise de dados de 50 anos da estação maregráfica de Cananéia (1954-2004).

A vulnerabilidade dos sistemas naturais às mudanças climáticas tem três componentes: a exposição, a sensibilidade e a capacidade adaptativa³. A Amazônia e a Caatinga são os biomas brasileiros com maior exposição às mudanças climáticas. São também altamente sensíveis a estas, segundo Seddon *et al.* (2016) que, inclusive, coloca a Caatinga entre os biomas mais sensíveis do planeta. Outro componente importante da vulnerabilidade é a capacidade adaptativa que, nos biomas, aumenta com seu grau de integridade. A perda e a fragmentação de habitat, por exemplo, dificultam eventuais ajustes dos organismos e dos ecossistemas às novas condições climáticas. Nesse sentido, a Amazônia, apesar de sua grande exposição e sensibilidade, tem boa capacidade adaptativa frente às mu-

3. Exposição: medida da intensidade das mudanças climáticas a que o sistema estará sujeito; Sensibilidade: medida de quanto a exposição afeta o sistema, em função de sua susceptibilidade inerente às alterações causadas, direta ou indiretamente, por mudanças no clima; Capacidade adaptativa: habilidade do sistema para se ajustar às novas condições, de modo a reduzir possíveis impactos negativos das mudanças climáticas.

danças climáticas, por manter mais de 80% da cobertura vegetal original (Lapola *et al.*, 2014) e por deter mais de 1/4 de sua área dentro de unidades de conservação (Jenkins *et al.*, 2015). A Mata Atlântica e o Cerrado, em contrapartida, têm menos de 10% de sua área protegida em unidades de conservação (Jenkins *et al.*, 2015). Dentre esses dois biomas, a Mata Atlântica é sem dúvida o de menor capacidade adaptativa, retendo somente 14% de sua cobertura vegetal contra 51% no Cerrado (Lapola *et al.*, 2014).

O Pantanal e o Pampa, embora tenham exposição e sensibilidade moderadas às mudanças climáticas, possuem capacidade adaptativa reduzida, por disporem de apenas cerca de 3% de suas áreas protegidas por unidades de conservação (Jenkins *et al.*, 2015), a menor porcentagem dentre os biomas do país. A situação do Pampa é agravada por manter menos de 50% de sua vegetação original, em comparação com mais de 80% no Pantanal (Lapola *et al.*, 2014). Para evitar um maior impacto sobre os biomas brasileiros até 2090, decorrente da interação entre perda e fragmentação de habitat com mudanças climáticas, Segan *et al.* (2016) recomendam privilegiar a proteção de trechos da Amazônia Ocidental e do Pantanal e a restauração de partes da Caatinga, do Cerrado, da Mata Atlântica e do Pampa. Além disso, Jones *et al.* (2016) indicam que o efeito da mudança climática ainda não é incluído como variável na maioria dos estudos de priorização espacial para conservação dos biomas e apontam ser necessário o desenvolvimento de ferramentas que permitam que isso passe a ser feito com mais frequência. Essa variável tampouco foi incorporada aos processos de avaliação de impacto ambiental e licenciamento de obras e atividades potencialmente causadoras de degradação da natureza (Carmo, 2016). Dentre os ambientes costeiros altamente vulneráveis aos impactos das mudanças climáticas estão estuários, deltas e baías semifechadas. Essas áreas são afetadas diretamente pelas alterações no nível do mar, nas taxas pluviométricas e no campo de ventos (Möller *et al.*, 2001), acarretando a redução da salinidade e o aumento na turbidez e no aporte de sedimento (Toldo Jr. *et al.*, 2006) e, conseqüentemente, prejudicando a socioeconomia e a produção pesqueira (Möller *et al.*, 2009; Schroeder & Castello, 2010).

A vulnerabilidade costeira associada principalmente a inundações e processos erosivos pode ser causada e/ou intensificada pela elevação do nível do mar e o aumento da frequência e magnitude de eventos extremos (Copertino *et al.*, 2017). Zonas de maior risco e vulnerabilidade concentram-se nas cidades costeiras, como Fortaleza (CE) e Recife (PE) (Nicolodi & Petermann, 2010), potencializados pela ocupação desordenada em áreas de baixa elevação (< 3m) (Copertino *et al.*, 2017), o que demanda investimentos estruturantes e coordenados para adaptação.

Um número crescente de estudos vem investigando os possíveis efeitos das mudanças climáticas sobre as espécies, os ecossistemas e os serviços providos por eles. Sabe-se, por exemplo, que quanto mais rápido e mais severo for o ritmo das

mudanças climáticas, mais impactantes serão as consequências para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (BSE). Dentre os impactos previstos, estão o declínio de espécies e a redução na produtividade de vários ecossistemas (Brook *et al.*, 2008; Magrin *et al.*, 2014). No caso brasileiro, ainda são poucos os estudos de atribuição, ou seja, aqueles que testam se alterações na BSE são decorrentes das mudanças climáticas ou de outros fatores.

Já há evidências biológicas na Amazônia e na Caatinga de queda da produtividade ao longo dos últimos quinze anos, atribuíveis às mudanças climáticas (Seddon *et al.*, 2016). Há ainda indicações de grupos de espécies e ecossistemas particularmente vulneráveis. Dentre os mais vulneráveis, destacam-se os anfíbios (Loyola *et al.*, 2014), os corais (Descombes *et al.*, 2015) e as espécies ameaçadas de extinção, em geral (Keith *et al.*, 2014; Urban, 2015). Além disso, com o aumento de temperatura, há um padrão projetado de deslocamento de mamíferos, aves, plantas, gramíneas marinhas, invertebrados e algas para o sul (Giannini *et al.*, 2015; Hoffmann *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2015; Riul, 2016; Gorman *et al.*, 2016; Faroni-Perez, 2017). Dentre os ecossistemas, os de altitude (Laurance, 2015; Scarano *et al.*, 2016), costeiros (Godoy & Lacerda, 2015; Copertino *et al.*, 2017), aquáticos rasos e temporários (Roland *et al.*, 2012) e urbanos (Lucena *et al.*, 2012; Rosenzweig *et al.*, 2015) têm sido apontados como especialmente vulneráveis (ver também Souza-Filho *et al.*, 2014; Magrin *et al.*, 2014). Alguns estudos também começam a investigar a capacidade da atual rede de unidades de conservação para proteger a biodiversidade brasileira frente às mudanças climáticas (p. ex. Ferro *et al.*, 2014; Lemes *et al.*, 2014), como proposto no Plano Nacional de Adaptação às Mudanças do Clima. Entretanto, ainda não pode ser traçado um quadro claro neste sentido.

Há importantes lacunas a serem preenchidas e limitações nos estudos já realizados. Por exemplo, os estudos sobre os efeitos das mudanças climáticas sobre a BSE são fortemente enviesados em termos de métodos, biomas e grupos taxonômicos analisados. Tais estudos são tipicamente modelagens de nicho ecológico que projetam a distribuição das espécies em cenários futuros de mudanças climáticas na Mata Atlântica ou no Cerrado, sobretudo para vertebrados terrestres (p.ex.: Marini *et al.*, 2009, 2010; Souza *et al.*, 2011; Loyola *et al.*, 2014; Lemes *et al.*, 2014; Hoffmann *et al.*, 2015; Aguiar *et al.*, 2016) e em menor proporção para árvores (p. ex. Siqueira & Peterson, 2003, Colombo & Joly, 2010), insetos (Giannini *et al.*, 2012, Ferro *et al.*, 2014) ou organismos marinhos (Riul, 2016; Faroni-Perez, 2017). Ainda são poucos os estudos que exploram respostas às mudanças climáticas em outras regiões geográficas (p. ex. Anciães & Peterson, 2006; Vale *et al.*, 2015; Loyola *et al.*, 2012; Martins *et al.*, 2015). A modelagem de nicho ecológico, principal ferramenta de estudo dos efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade, tem limitações metodológicas e conceituais importantes (Wiens *et al.*, 2009) e precisa ser complementada com estudos de outra natureza, como os

experimentais, incluindo mesocosmos, e o monitoramento ecológico de longa duração focado nas respostas da BSE às mudanças climáticas em andamento.

3.4.3 Invasões biológicas

A COP-6 (Decisão VI-23⁴) define espécie exótica invasora (EEI) como a “espécie exótica cuja introdução e/ou propagação ameaça a diversidade biológica”. Porém, além de ameaçar a diversidade biológica, as EEIs também alteram o ambiente, as relações interespecíficas, os processos ecológicos e os serviços ecossistêmicos, sendo essas modificações causas e/ou consequências da perda de biodiversidade. A competição com espécies nativas e a redução de habitat são as principais ameaças de espécies invasoras à biodiversidade (Figura 3.17). No Brasil e em muitas partes do mundo, EEIs presentes em habitats terrestres e aquáticos vêm causando desequilíbrios ecológicos, perdas econômicas e ameaças à saúde humana.



Figura 3.17. Número de espécies vegetais, bactérias, protistas e animais invasores e o tipo de dano que causam ao meio ambiente e/ou ao homem, no Brasil. Dados obtidos do Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental e da Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras: I3N Brasil. Disponível em: www.sidra.ibge.gov.br

4. <https://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-06>

A Base de Dados Nacional de EEIs (I3N Brasil⁵) contém atualmente 444 espécies exóticas pertencentes a táxons e habitats variados. Algumas delas chegaram acidentalmente ao país ainda no período colonial (ex.: *Aedes aegypti*, *Melinis minutiflora* e *Columba livia*), enquanto outras foram introduzidas mais recentemente para fins agrossilvipastoris, ornamentais, criação comercial ou como mascotes, e fugiram do controle humano.

A I3N Brasil registra cerca de 150 plantas e 60 animais dentre as EEIs em ambientes naturais terrestres. Alguns gêneros de árvores, como *Pinus* e *Acacia*, incluem espécies com alto potencial invasivo (Simberloff *et al.*, 2010; Attias *et al.*, 2013), como *Pinus elliottii*, *P. taeda* e *P. caribaea*, originárias dos EUA ou Caribe e que invadem principalmente o Sul e o Sudeste, e *Acacia mangium*, *A. longifolia* e *A. mearnsii*, oriundas da Australásia e mais abundantes no Norte, Nordeste e Sul do Brasil. Espécies de *Pinus* e *Acacia* se desenvolvem bem em ambientes abertos e solos com baixa fertilidade, proliferando nos campos naturais, no Cerrado e em áreas degradadas, acidificando o solo e transformando as fitofisionomias abertas em florestais, o que exclui a comunidade nativa. *Leucaena leucocephala* e *Prosopis juliflora* também são EEIs arbóreas agressivas, com substâncias alelopáticas e transformadoras de habitat (Zenni & Ziller, 2011). Tolerantes à seca, foram introduzidas no semiárido nordestino, mas, por consumirem grandes quantidades de água, impactam fortemente o regime hídrico local. Essas arbóreas foram trazidas para uso florestal e ornamental, estabilização do solo ou forragem (no caso de *L. leucocephala* e *P. juliflora*), algumas com incentivo governamental.

Dentre as herbáceas altamente agressivas, destaca-se a *Hedychium coronarium*, proveniente da região do Himalaia, que se alastra rápida e intensamente em margens de rios e brejos, no sub-bosque florestal, formando touceiras densas e eliminando as nativas (Castro *et al.*, 2016). Seus rizomas facilitam a dispersão vegetativa e dificultam seu controle. E, ainda, diversas gramíneas (Poaceae) africanas, especialmente a *Eragrostis plana* – no Pampa (Zenni & Ziller, 2011) – e *Melinis minutiflora*, *Andropogon gayanus* e as braquiárias *Urochloa decumbens* e *U. brizantha* – no Cerrado (Pivello *et al.*, 1999) – dominam completamente o estrato herbáceo e alteram o ciclo do fogo.

EEIs animais também causam significativos problemas ecológicos, econômicos e de saúde pública. A presença do mosquito africano *Aedes aegypti* (Culicidae) é marcante em todo o território brasileiro, sendo vetor de diversos vírus e alastrando casos de dengue, febre amarela, zika e chikungunya. A abelha africanizada *Apis mellifera scutellata*, introduzida no Brasil em 1956, espalhou-se do Estado de São Paulo até o centro dos Estados Unidos em poucas décadas⁶. Ela compete com as

5. Parte da Rede Interamericana de Informação sobre Biodiversidade. Acesso em Jun/2017. Disponível em: <http://i3n.institutohorus.org.br/www/>

6. http://cirs.ucr.edu/africanized_honey_bee.html. Acesso em Jun/2017.

abelhas nativas e representa um perigo à saúde por suas picadas potencialmente fatais. Introduzida na mesma época, no Rio Grande do Sul, a lebre europeia (*Lepus europaeus*) já se encontra em Minas Gerais e compete fortemente com a fauna nativa, sobretudo o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) (Costa & Fernandes, 2010). O caramujo-gigante-africano (*Achatina fulica*) e o javali (*Sus scrofa scrofa*) foram trazidos ao país para alimentação humana e se espalharam em grande parte do território (Thiengo *et al.*, 2007; Pedrosa *et al.*, 2015). Além de competir com espécies nativas, provocam estragos na agricultura e são vetores de doenças em humanos.

Uma lista de EEIs aquáticas registra 163 espécies em águas interiores brasileiras, entre peixes (109), macrófitas (12) e micro-organismos (12) (Latini *et al.* 2016). *Tilapia rendalli*, *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio* são peixes com ampla distribuição, sendo que a primeira espécie está presente em 43% de 77 reservatórios inventariados no Brasil (Agostinho *et al.*, 2007). Além da introdução de espécies de regiões biogeográficas distintas, muitos peixes provêm de outras bacias sul-americanas. Por exemplo, a construção da barragem de Itaipu, em 1982, eliminou a barreira natural das Sete Quedas, levando à invasão do rio Alto Paraná por 33 espécies de peixes (Júlio-Júnior *et al.*, 2009). Entre os impactos causados por algumas dessas espécies estão a diminuição da densidade populacional de peixes congênicos nativos e acidentes humanos causados por arraiais (gênero *Potamotrygon*) (Júlio-Júnior *et al.*, 2009). Outros efeitos de invasões por peixes relacionam-se à homogeneização biótica (Daga *et al.*, 2015). Entre os bivalves, destacam-se *Limnoperna fortunei* e *Corbicula fluminea*, que chegaram por água de lastro no rio Paraná (Argentina) e agora estão largamente distribuídos pelo país (o primeiro já foi encontrado na Amazônia; Pimpão e Martins, 2008), acarretando danos econômicos e ecológicos em toda a América do Sul (Boltovskoy & Correa, 2015). O gênero *Urochloa* (gramínea africana) sobressai entre as macrófitas aquáticas invasoras, com a espécie *Urochloa arrecta*. Sua grande acumulação de biomassa e necromassa reduz a diversidade de macrófitas nativas e peixes (Carniatto *et al.*, 2013), com consequências ainda mais severas em córregos e riachos (Fernandes *et al.*, 2013). Outra invasora aquática é a macrófita submersa *Hydrilla verticillata*, originária da Ásia e que foi registrada no Brasil pela primeira vez em 2005 (Sousa, 2011). Essa espécie expandiu-se rapidamente na bacia do rio Paraná, apresentando impactos potenciais à diversidade nativa e aos usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos (Sousa, 2011).

A I3N Brasil inclui 66 espécies no ambiente marinho, entre crustáceos (23), cnidários (9), poliquetas (8) moluscos (6), ascídias (5), peixes (4), algas (3), além de bactérias (*Vibrio cholerae*) e dinoflagelados. Estes dois últimos grupos abrigam importantes patógenos que impõem alto risco à saúde humana. Vale salientar o fato de que existe um grande número de espécies consideradas criptogênicas, demonstrando que ainda há desconhecimento sobre a natureza das introduções e que o número de espécies deve ser bem maior (Rocha *et al.*, 2013). As áreas portuárias são as que vêm sofrendo mais o efeito, em especial devido ao trans-

porte das espécies seja pela água de lastro ou pela adesão aos cascos das embarcações, hospedando conjuntos bem conhecidos de espécies invasoras, principalmente cracas e ascídias (Marques *et al.*, 2013).

Algumas espécies marinhas merecem destaque. Os corais-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*) são espécies azooxanteladas atraentes pelas suas cores vistosas, com origem no Pacífico e introduzidas na década de 1980 por meio de plataformas de exploração de petróleo (Paula & Creed, 2004), que vêm se alastrando por todo o litoral brasileiro e sobrepujando as espécies zooxanteladas nativas (Santos *et al.*, 2013). Em regiões como a Ilha de Búzios, no litoral de São Paulo e pertencente ao Parque Estadual de Ilhabela, e a Estação Ecológica dos Tamoios, no litoral sul do Rio de Janeiro, há registros de áreas completamente dominadas por essas espécies (PSRM, 2017), levando a uma significativa diminuição da diversidade de espécies de costão rochoso e a um impacto ao longo da cadeia alimentar (PSRM, 2017). Diante da relevante alteração na paisagem e dos efeitos subsequentes causados pelo coral-sol, especialmente em unidades de conservação, o Ibama está elaborando o Plano Nacional de Combate ao Coral Sol.

Assim como os corais-sol, que atuam como engenheiros ecossistêmicos nos ambientes que colonizam, o mexilhão *Perna perna* também é determinante das comunidades de costões rochosos nos litorais sudeste e sul do Brasil – porém, supõe-se que *Perna perna* teria origem africana e que chegou ao país em navios do tráfico negreiro (Silva & Barros, 2011). Independentemente de sua pretensa condição de invasor, *Perna perna* é muito cultivado e explorado artesanalmente por populações costeiras, podendo ser considerada uma espécie naturalizada nos ambientes em que ocorre. Dentre os peixes, a introdução do peixe-leão (*Pterois volitans*) (Ferreira *et al.*, 2015), de origem indo-pacífica, foi documentada recentemente, mas causa apreensão por impactar severamente outros ambientes coralíneos do Atlântico ocidental (Albins & Hixon, 2008).

O número de registros de EEIs no Brasil provavelmente está longe de estabilizar, pois novas espécies continuam sendo adicionadas à base nacional de dados. Das espécies aqui exemplificadas, estão incluídas entre as 100 piores invasoras mundiais (Lowe *et al.*, 2004): *Leucaena leucocephala*, *Acacia mearnsii*, *Cyprinus carpio*, *Sus scrofa* e *Achatina fulica*, além dos gêneros *Pinus*, *Hedychium*, *Prosopis*, *Aedes* e *Oreochromis*. O comércio global e o aquecimento climático devem levar a um aumento no número de EEIs (Sala *et al.*, 2000), assim como ao incremento da quantidade de lixo flutuante no mar (Kershaw, 2016), tornando urgentes medidas de prevenção de introduções, controle e/ou erradicação das EEIs que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies. O Brasil, como signatário da Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica, tem essas medidas como parte de seus compromissos ratificados em 1994⁷.

7. http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/cdbport_72.pdf

3.4.4. Poluição e mudanças relacionadas aos ciclos biogeoquímicos

3.4.4.1. Poluição por pesticidas

Qualquer substância ou mistura de substâncias destinadas a prevenir, destruir, repelir ou mitigar praga ou erva daninha é um pesticida (Arias-Estevez *et al.*, 2008). Os pesticidas podem ser classificados de acordo com seu alvo, modo ou período de ação e composição química. Estima-se que menos de 0,1% dos pesticidas aplicados às culturas realmente atinjam seu alvo. O restante se dispersa no meio ambiente, contaminando solos, água e ar e afetando, assim, os organismos não alvo de modo prejudicial (Pimentel & Levitan, 1986). Desfolhantes, dessecantes e reguladores de crescimento de plantas usados para fins diferentes do controle de praga, bem como tintas tóxicas utilizadas para evitar incrustações em cascos de embarcações, também podem resultar em problemas ambientais. Adicionalmente, muitos pesticidas podem persistir por longos períodos em um ecossistema – inseticidas organoclorados, por exemplo, ainda eram detectáveis em águas superficiais 20 anos após seu uso ter sido banido (Larson *et al.*, 1997). Ao entrar na cadeia alimentar, um pesticida persistente pode sofrer “biomagnificação”, isto é, acumulação nos tecidos de organismos atingindo concentrações maiores que no ambiente circundante (Brewer, 1979).

No Brasil, o uso intensivo de herbicidas é responsável por 45% do volume utilizado de pesticidas, seguido por fungicidas (14%) e inseticidas (12%). O mercado brasileiro de pesticidas experimentou uma expansão rápida na última década (190%), em um ritmo de crescimento superior ao dobro do mercado global (93%), colocando o Brasil no topo mundial, desde 2008. Entre 1964 e 1991, o consumo de agrotóxicos no país aumentou quase 300%, frente a um incremento de 80% na área plantada (MMA, 2000). Já no período entre 1991 e 2000, o crescimento observado foi de aproximadamente 400%, face a uma ampliação de 8% na área plantada (FAOSTAT, 2005).

De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), 936 mil toneladas de pesticidas foram utilizadas na safra 2010/2011, envolvendo transações financeiras de US\$ 8,5 bilhões entre 10 empresas que controlam 75% do mercado no Brasil. A permissão para uso de sementes transgênicas nas culturas e sua disseminação nas áreas agrícolas são causas associadas ao aumento do consumo de pesticidas. Os resultados das análises de resíduos de pesticidas alimentares realizadas pela Anvisa mostram que, em 2011, apenas 22% das 1.628 amostras avaliadas estavam livres desses contaminantes. Destacou-se a presença de pelo menos dois pesticidas que nunca haviam sido registrados no país, o que sugere a entrada ilegal e deficiências nas políticas de controle (Rigotto *et al.*, 2014). Os limites de resíduos permitidos, por exemplo, na água potável, são significativamente superiores ao que é aceitável em países desenvolvidos, como o caso da União Europeia (Figura 3.18). É importante ressaltar que muitos desses

produtos têm sido caracterizados como cancerígenos e proibidos em diversos países, apesar de no Brasil sua utilização ter crescido nos últimos anos. A contaminação humana e ambiental por agrotóxicos está longe de ser um problema simples, muito em parte pela diversidade de determinantes (sociais, econômicos e culturais) que o permeiam (Peres & Moreira, 2007).

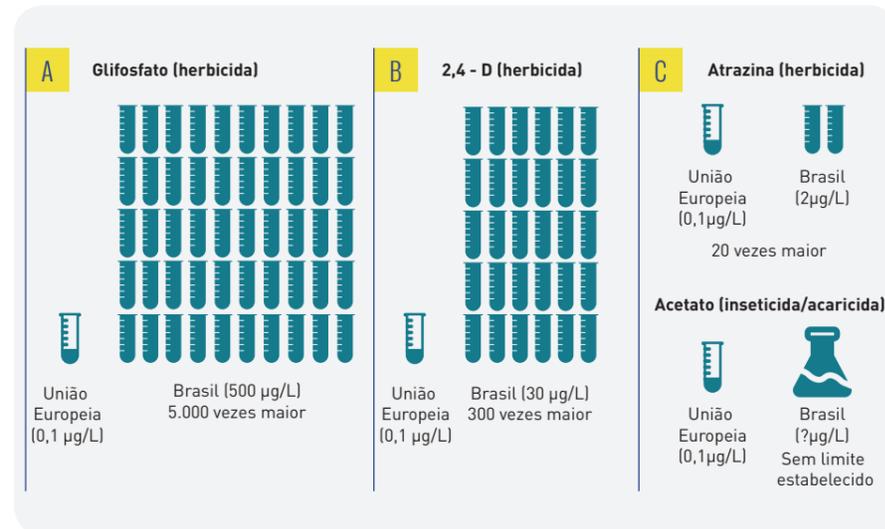


Figura 3.18. Brasil e União Europeia, limite máximo de resíduos (µg/L) permitidos em água potável. A) Glifosato, o agrotóxico mais vendido no Brasil; B) 2,4-D é o segundo agrotóxico mais vendido no país e C) Acetato e Atrazina ocupam, respectivamente, o 3º e o 7º lugar na lista dos agrotóxicos mais vendidos no Brasil e sua utilização está proibida na União Europeia desde 2003 e 2004 [Adaptado de Bombardi 2017: Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia. FFLCH – USP, São Paulo.].

Impactos no solo

Existem duas rotas principais pelas quais os pesticidas entram no solo: pulverização do solo durante o tratamento da folhagem e a lavagem da folhagem tratada (Otero *et al.*, 2003) e liberação de granulados aplicados diretamente no solo (Lopez-Perez *et al.*, 2006) (Figura 3.19). No Brasil, como em outros lugares, os pesticidas organoclorados (POCs) foram utilizados para controlar pragas e, assim, melhorar o rendimento de culturas durante a década de 1970. Incluído nesse grupo estão DDT, HCH, heptacloro, aldrina, dieldrina e endrin, sendo DDT e HCH os que foram mais amplamente empregados. Embora o uso de ambos tenha sido interrompido no país desde 1985, sua persistência deixou quantidades residuais no solo em muitas áreas (Rodrigues, 1997; D'amato *et al.*, 2002). Atualmente, a utilização de DDT ainda é permitida em programas de saúde pública, no combate de vetores etiológicos (malária e leishmaniose) e emergências agrícolas. Já o tributestanho (TBT), aplicado como biocida em tintas anti-incrustantes, foi banido internacionalmente em 2003 e no Brasil em 2007, mas também é ainda registrado no ambiente e na biota (Santos *et al.*, 2011b).

Os pesticidas podem afetar o solo e sua biota por contato direto ou indiretamente, por volatilização, lixiviação e dispersão (Andréa, 2010). A toxicidade de um produto químico depende do tempo de exposição, da susceptibilidade do organismo, da concentração, de características do composto químico e de suas combinações com fatores ambientais (Fent, 2004).

Apesar da posição atual do Brasil como o maior consumidor mundial de pesticidas, os efeitos colaterais no ecossistema edáfico têm sido pouco estudados em relação aos organismos não alvo. As publicações pioneiras sobre testes ecotoxicológicos do solo utilizando organismos desse ambiente no país datam do final do século 20 e início do século 21 (Niva *et al.*, 2016) e a primeira diretriz expedida pela ABNT referente a análises ecotoxicológicas de solo surgiu 20 anos depois da promulgação do primeiro método padrão de testes para ambientes aquáticos no país.

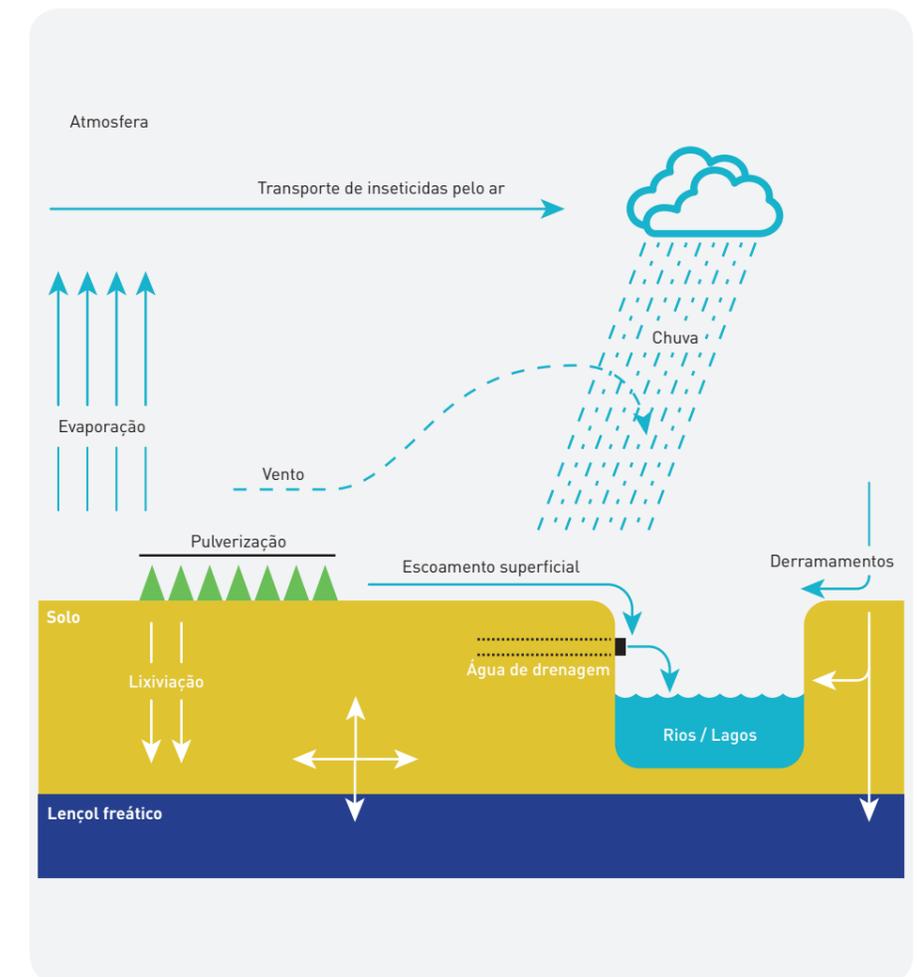


Figura 3.19. Trajetórias de um pesticida aplicado a uma cultura, englobando os compartimentos aquático, terrestre e atmosférico [Adaptado de Swedish University of Agricultural Sciences. Disponível em: <https://www.slu.se/en/Collaborative-Centres-and-Projects/centre-for-chemical-pesticides-ckb1/information-about-pesticides-in-the-environment-/pesticide-spread-in-the-environment/>].

Impactos em ambientes aquáticos continentais e costeiros

Os pesticidas aplicados às culturas agrícolas eventualmente contaminam o meio aquático, sendo transportados por escoamento de chuva, rios e córregos, e associados a macropartículas bióticas e abióticas (Colombo *et al.*, 1990). Dados relacionados à contaminação de água por atividades agrícolas constituem uma demanda para a área de saúde humana (Rigotto *et al.*, 2014) e ambiental no Brasil, pois poluentes orgânicos persistentes ainda podem ser detectados na água 20 anos após o seu uso (USGS, 2010).

Fatores como as propriedades do agente químico e as variáveis ambientais – tipo de solo, declividade, presença de cobertura vegetal e clima – influenciam o transporte de pesticidas para o meio aquático. Alguns deles, como relevo com características de drenagem e solo arenoso, estão presentes em grande parte do país fazendo com que a poluição do meio aquático seja acentuada (Dellamatrice & Monteiro, 2014). Matas ciliares (remanescente natural ou área em restauração) atuam como filtros, evitando ou reduzindo a percolação para os rios. No entanto, no caso de um herbicida muito usado em cana de açúcar (Tebuthiuron), nem 100 metros de floresta nativa impediram a sua percolação, e este ainda ficou acumulado na vegetação (Bicalho *et al.*, 2010). A adoção, pelos agricultores, de práticas agrícolas mais racionais e de medidas como proteção das matas ciliares podem prevenir a contaminação dos recursos hídricos por pesticidas, sendo a forma mais eficiente de controle da poluição agrícola nas condições locais.

Resíduos dos herbicidas simazina, metribuzina, metolacoloro, trifluralina, atrazina e dois metabolitos da atrazina, deisopropilatrazina (DIA) e deetilatrazina (DEA) foram pesquisados nas águas superficiais (represas e rios) e subterrâneas (poços de água de irrigação, poços de água potável) na região de Primavera do Leste, Mato Grosso (Dores *et al.*, 2008). Todos os compostos foram detectados pelo menos uma vez em amostras de água e a frequência maior de contaminação ocorreu em dezembro, durante o principal período de aplicação. Dessa forma, os autores concluem que a contaminação dos recursos hídricos é predominantemente causada por poluição não pontual de pesticidas utilizados em culturas intensivas no Cerrado.

Na região da fronteira agrícola da Amazônia, Schiesari *et al.* (2013) observaram que os produtores têm acesso variável aos recursos, ao conhecimento, ao controle e aos incentivos para melhorar as práticas de manejo de pragas. Sem suporte técnico, o uso de pesticidas por pequenos proprietários desviou-se bruscamente das recomendações agronômicas, tendendo a uma sobreutilização de compostos. Em contrapartida, com nível superior de conhecimento e recursos técnicos, e visando mercados mais restritivos, os produtores em larga escala mostraram maior adesão às recomendações técnicas e inclusive voluntariamente substituíram os compostos mais perigosos. No entanto, ao longo do tempo, até mesmo

formulações menos tóxicas para os seres humanos podem ser tóxicas para a biodiversidade na região.

Além das atividades agrícolas, a urbanização desordenada gera fatores de contaminação de reservatórios, que desempenham um papel importante no desenvolvimento econômico ao fornecer água para indústria, agricultura, consumo urbano e recreação (Tundisi *et al.*, 1998) e que servem de refúgios para a fauna ameaçada em paisagens urbanas (Clements *et al.*, 2006). Esses fatores incluem misturas complexas de poluentes (como poluentes emergentes, pesticidas, nutrientes e metais) que ingressam no reservatório devido ao escoamento superficial de estradas, ruas, áreas verdes e instalações industriais, além de descargas de esgoto, saídas de plantas de tratamento de águas residuais, deposição aérea de substâncias originadas do escape de veículos e emissões industriais (abrangendo compostos ácidos e metais) (Lopez-Doval *et al.*, 2017).

Como as águas costeiras recebem insumos de rios que, em alguns casos, circulam em grandes bacias de drenagem e transportam nutrientes e contaminantes para o litoral, estes últimos podem ser introduzidos em áreas costeiras e marinhas (Perra *et al.*, 2011). Adicionalmente, muitas áreas costeiras contêm depósitos de resíduos, como é o caso da planície costeira do Estado de São Paulo, onde compostos organoclorados foram despejados por indústrias químicas durante a década de 1970. Esses lixões, localizados em encostas e vales de ambientes rurais e urbanos, são responsáveis pela poluição do solo e da água (Nascimento *et al.*, 2004).

3.4.4.2. Poluição por petróleo e derivados

As áreas litorâneas são os principais focos de extração de petróleo no Brasil, como é o caso dos Estados da Bahia e do Rio de Janeiro. Entretanto, nas últimas três décadas, a descoberta de petróleo na Amazônia também culminou com a extração na região (Lopes & Piedade, 2009). Da mesma forma, a expansão das atividades de exploração para as regiões do pré-Sal em mar profundo na Bacia de Santos ampliou enormemente a área coberta por essa prática (Figura 3.20). As regiões petrolíferas estão sujeitas a riscos de acidentes e vazamentos, tanto durante a extração quanto no transporte, de modo que essa atividade deixa suas marcas contaminantes não apenas nos solos e nas águas, mas igualmente na biota. Apesar de serem pouco frequentes, os eventos de maior magnitude normalmente têm grande potencial impactante, o que se soma à contaminação crônica derivada de pequenos vazamentos.

3.4.4.3. Poluição por compostos inorgânicos

As atividades agrícolas promoveram um aumento do consumo anual de fertilizantes em todo o globo, passando de cerca de 146 milhões de toneladas no início

dos anos 60 para 176 milhões de toneladas em 2010 (IFA, 2013). O Brasil é o quarto maior consumidor global de fertilizantes (IFA, 2013). O consumo de nutrientes pela agricultura brasileira cresceu consideravelmente: em 1961 o país era apenas o 25º consumidor mundial e, em 1990, já ocupava o sétimo lugar no ranking. As vendas de fertilizantes no Brasil subiram 6% entre 1991 e 2012, atingindo 29,5 milhões de toneladas em 2012 (Gomes, 2014) (Figura 3.21). Durante todo o processo de expansão da agropecuária brasileira, o consumo de fertilizantes foi sustentado pelo aumento da importação.

O uso de nutrientes na produção de culturas é influenciado por fatores como clima, solo, planta cultivada e condição socioeconômica dos agricultores. Em geral, sob todas as condições agroecológicas, a eficiência do uso de nutrientes pelas plantas cultivadas é inferior a 50%, o que faz com que grande parte desses nutrientes seja perdida no sistema solo-planta, resultando em poluição ambiental.

Entre os principais impactos ambientais associados ao uso de fertilizantes estão a lixiviação de nitratos em águas subterrâneas, a emissão de gases de efeito estufa (óxidos de nitrogênio), solos poluídos com metais pesados tóxicos e o escoamento superficial de Nitrogênio e Fósforo, que causam eutrofização em ambientes aquáticos. A contaminação por nutrientes é proveniente também do processo de urbanização vigente no Brasil. Enquanto nos países desenvolvidos, situados em zonas temperadas, o uso intensivo de fertilizantes na agricultura é o principal motor do aumento da concentração de nutrientes no ambiente, a rapidez e a intensidade do processo de urbanização é questão relevante em países em desenvolvimento, como o Brasil. A falta de saneamento básico e de tratamento de esgotos domésticos e outros efluentes, associada ao desenvolvimento urbano desordenado com redução de zonas ripárias, acarreta a contaminação de ambientes aquáticos (Tromboni & Dodds, 2017). Como resultado, em 2008 já havia o registro de mais de 400 zonas mortas em regiões costeiras do mundo, sendo sete no Brasil (Diaz & Rosemberg, 2008).



Figura 3.20. Áreas de exploração de gás natural e petróleo no Brasil. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/mapa>

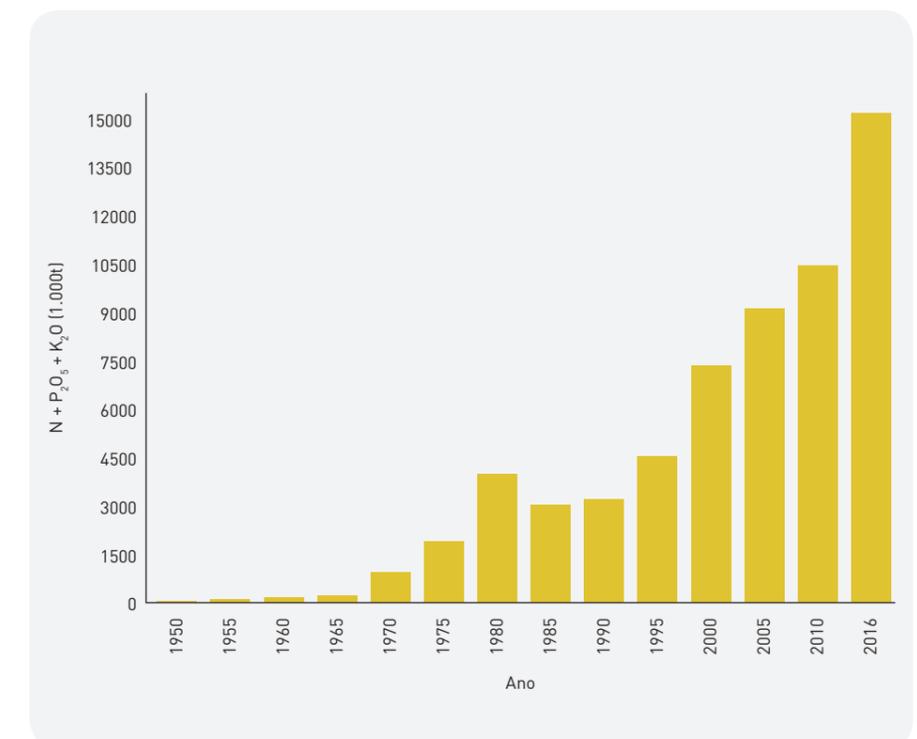


Figura 3.21. Evolução do consumo aparente de N, P, K e Total de NPK no Brasil. Dados obtidos do *International Plant Nutrition Institute/IPNI* (2018). Disponível em: <http://brasil.ipni.net>

Impactos no solo

A poluição do solo por nutrientes é um importante vetor de perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos relacionados à agricultura. Nota-se, por exemplo, que fragmentos de Mata Atlântica adjacentes a culturas de uso intensivo também estão susceptíveis à eutrofização (contaminação por P e Ca) que, por sua vez, altera a estrutura da comunidade vegetal nativa e favorece a perda de espécies (Uzêda *et al.*, 2016). Essa situação pode ter um efeito contrário na produtividade dos cultivos provocando uma reação em cadeia, já que as mudanças na comunidade e na diversidade de espécies podem induzir o surgimento de pragas na paisagem agrícola, comprometendo serviços ecossistêmicos essenciais – como a polinização e o controle biológico de pragas (Sujii *et al.*, 2010; Harterreiten-Souza *et al.*, 2014) – e, com isso, acarretando prejuízos significativos nas culturas (Oliveira *et al.*, 2014). O uso de fertilizantes deve levar em consideração tanto o tipo de cultivo quanto as características do solo, além de barreiras que minimizem os processos erosivos e o seu escoamento para os cursos d'água (Sousa *et al.*, 2016).

Metais pesados tóxicos presentes em fertilizantes impactam os seres vivos por meio de sua acumulação e circulação na cadeia trófica. De acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), foram encontradas em São Paulo, até o final de 2012, 4.572 áreas contaminadas, sendo aproximadamente 4% delas afetadas com resíduos industriais. Entre os contaminantes tóxicos, os metais estão em 4º lugar, atrás de contaminantes de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), solventes aromáticos e combustíveis líquidos.

O arsênio (As) é um elemento tóxico que pode ser encontrado em resíduos antropogênicos e em alguns ambientes geoquímicos (ocorre naturalmente nas rochas e no solo, na água e no ar). A mobilidade do arsênio nos solos depende de vários fatores que incluem potencial redox, mineralogia do solo, pH e a presença de outros ânions que competem com sítios de ligação no solo, como, por exemplo, o fosfato. O fosfato aumenta a mobilidade do As em solos, competindo por locais de adsorção e, assim, o arsênio pode se acumular no solo devido à aplicação de fertilizantes. A ingestão de arsênio inorgânico contido na água potável é cancerígena, o que torna os casos de poluição um problema ambiental e de saúde pública. Campos (2002) estudou a mobilidade do arsênio no solo na região de Jundiá, São Paulo, entre 1998-2001 em função da aplicação de fertilizantes fosfatados. A deterioração da qualidade do solo e das águas subterrâneas foi resultado principalmente da sobredosagem de fertilizantes.

Impactos em ambientes aquáticos continentais e águas subterrâneas

A urbanização foi o principal vetor do aumento da concentração de nutrientes, havendo grande incidência mesmo quando se observa um modesto ritmo de crescimento urbano (Tromboni & Dodds, 2017). Além disso, a modificação no ciclo do nitrogênio, do carbono e do fósforo no entorno de córregos e outros corpos d'água levam à contaminação da água. Por exemplo, a queima da vegetação ripária pode ocasionar a elevação das concentrações de nitrogênio e fósforo inorgânicos (Vitousek, 1984; Kaufman *et al.*, 1994; Williams *et al.*, 1997; Haridasan, 2001; Neill *et al.*, 2006). As concentrações de cátions também são alteradas, uma vez que a química da água é altamente influenciada pelo mosaico de uso de solos e o uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado (Markewitz *et al.*, 2001, 2006).

As águas subterrâneas podem ser contaminadas após a lixiviação de produtos químicos da superfície do solo para o aquífero e os efluentes de irrigação agrícola, assim como os efluentes industriais e domésticos (Andrade *et al.*, 2011). As mudanças nas práticas agrícolas nos últimos 50 anos (intensificação do uso de fertilizantes, simplificação da paisagem, mecanização e drenagem) contribuíram significativamente para aumentar as concentrações de substâncias poluentes em águas superficiais e subterrâneas brasileiras. A aplicação de fertilizantes fosfatados é um importante vetor de contaminação por flúor em águas subterrâneas, diagnosticado, por exemplo, no Aquífero de Santa Maria, sistema Aquífero Guarani, na região central do Estado do Rio Grande do Sul (Mirlean *et al.*, 2002; Marimon *et al.*, 2013). Essa área é a maior produtora de tabaco do Brasil e tem uma longa história de uso de fertilizantes.

3.4.4.4. Poluição atmosférica

Globalmente a queima de combustíveis fósseis é a fonte primordial de emissão de gases para a atmosfera. Entretanto, o Brasil possui 40% da matriz energética considerada "limpa" (Brasil, 2015), sendo as mudanças no uso da terra uma das principais fontes poluidoras (MCTI, 2016) (Figura 3.22). Em 2005, as emissões relacionadas às mudanças no uso da terra e à floresta chegaram a pouco mais de 1,7 milhão (Gg) – aumento de mais de 50% em relação aos 15 anos anteriores. Em contrapartida, dados de 2010 indicam queda das emissões nesse período (~300 mil Gg), que pode estar associada à redução dos níveis de desmatamento. Já o setor de energia, apesar da pequena contribuição nas emissões de CO₂ se comparado às mudanças no uso da terra (cerca de 290 mil Gg em 2005), no ano de 2010 alcançou a marca de 347 mil Gg – aumento de cerca de 20% (MCTI, 2016). Somado a isso, destaca-se a urbanização em grandes cidades brasileiras e seus efeitos sobre a emissão de CO₂ (Artaxo *et al.*, 2014), assim como a contribuição da mineração (Fernandes & Pessôa, 2011).

As mudanças no uso da terra, em muitos dos casos, estão associadas ao setor agropecuário, que contribui para a emissão de outro gás importante, o metano (CH_4), que, em 2010, colaborou com aproximadamente 13 mil Gg lançados na atmosfera. Ao considerar setores como mudanças no uso da terra e florestas, tratamento de resíduos e energia, no mesmo período, as emissões totais de metano atingiram a marca de 1.770 Gg, evidenciando a pouca expressividade desses vetores como poluidores da atmosfera por CH_4 . Além de CO_2 e CH_4 , outros gases de efeito estufa são emitidos na atmosfera em diferentes graus de intensidade, que variam de acordo com os setores envolvidos. A conversão de áreas naturais em pastos e monoculturas tem afetado as taxas naturais de liberação de N_2O a partir de solos manejados (Garcia-Montiel *et al.*, 2003; Vasconcelos *et al.*, 2004).

Os eventos de queimadas, de origem antropogênica ou não, acontecem em diversas regiões do país, sendo muito frequentes na Amazônia e no Cerrado, especialmente durante a estação seca. Durante esses eventos, ocorre um aumento da concentração atmosférica de CO e NO_2 e partículas sólidas (Freitas *et al.*, 2005). Os efeitos das queimadas na ciclagem do carbono e em outros componentes biogeoquímicos estão descritos nos itens 3.4.3 e 3.4.7 deste capítulo, mas é importante destacar que a fumaça resultante das queimadas altera o ciclo da água por reduzir a precipitação e contribuir para a circulação de poluição atmosférica (Joly, 2007). A vulnerabilidade social a esses efeitos se reflete em indicadores relacionados ao bem-estar humano (Ribeiro & Assunção, 2002). Por exemplo, há maior incidência de doenças do aparelho respiratório devido ao aumento da frequência de queimadas na Amazônia (Silva *et al.*, 2010, 2013). Assim como as queimadas, a procura por tratamento para doenças respiratórias também tem um viés sazonal (Pereira *et al.*, 2011) (Figura 3.23), sendo a estação seca a época em que partículas são encontradas em maior concentração no ar (Alves *et al.*, 2017). Tão importante é a relevância desta questão para o contexto socioambiental que a poluição atmosférica por material particulado tem sido utilizada como ferramenta de reconhecimento de áreas de risco para o monitoramento de mortes decorrentes desse tipo de poluição (Ignotti *et al.*, 2007).



*Dióxido de carbono (CO_2), Monóxido de carbono (CO), Metano (CH_4), Óxido nitroso (N_2O), Óxidos de nitrogênio (NO_x) e Compostos orgânicos voláteis não metânicos (NMVOCs).

Figura 3.22. Principais gases* responsáveis pela poluição atmosférica e efeito estufa. Emissões na atmosfera em um intervalo de 20 anos (1990 – 2010), de acordo com seis fontes poluidoras (setores): produção de energia, processos industriais, uso de solventes e outros produtos, agropecuária, mudança no uso da terra e florestas, e tratamento de resíduos. As estimativas de emissões foram realizadas conforme orientação do Painel Intergovernamental de Mudança Climática (*Intergovernmental Panel on Climate Change/IPCC*). Nos quadros, os setores situados próximos às pontas das setas (+) correspondem aos responsáveis pelas maiores contribuições nas emissões do respectivo gás; setores situados na base das setas (-) têm menores contribuições nas emissões.

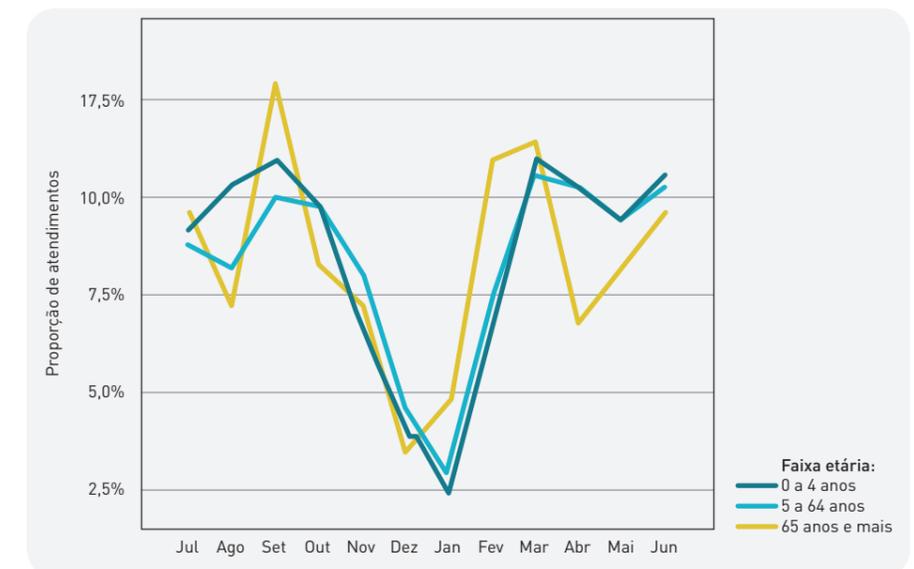


Figura 3.23. Proporção mensal de consultas por doenças respiratórias para cada faixa etária de residentes no município de Alta Floresta, Estado de Mato Grosso, entre os anos de 2006 e 2007. Fonte: Pereira, V. S.; Rosa, A.M.; Hacon, S.S.; Castro, H.A.; Ignotti, E.; 2011. Análise dos atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias no município de Alta Floresta – Mato Grosso – Amazônia brasileira. *Epidemiol. Serv. Saúde*, v. 20, p. 393-400.

3.4.5 Exploração e superexploração

Produtos da biodiversidade vêm sendo explorados pelas populações humanas para subsistência e comércio há milhares de anos. Muitos deles são negociados em escala nacional ou internacional, seguindo fluxos predominantes no sentido sul – norte, movidos pelas demandas de países desenvolvidos (Sand, 1997). O comércio pode envolver redes complexas de agentes formais ou informais, como especialistas em armazenamento, beneficiamento, transporte, manufatura, produção industrial, propaganda, exportação e venda no varejo, incluindo grandes empresas (TRAFFIC, 2012).

A exploração econômica das espécies acima da capacidade de regeneração de suas populações pode afetar não somente a espécie explorada, mas outras espécies associadas, assim como os serviços ecossistêmicos. As consequências mais diretas da utilização de produtos da biodiversidade, quando feita de forma insustentável, são alterações nas taxas vitais – como taxas de sobrevivência, crescimento e reprodução – dos indivíduos explorados, atingindo suas populações. Outros efeitos, menos estudados e compreendidos, indicam que as comunidades e os ecossistemas também podem ser atingidos (Ticktin, 2004). Por exemplo, altos níveis de exploração de frutos de açai (*Euterpe oleracea*) no estuário Amazônico podem reduzir a diversidade de aves frugívoras (Moegenburg & Levey, 2003). Da mesma forma, o corte da palmeira juçara (*Euterpe edulis*) na Mata Atlântica pode abalar a abundância de grandes aves frugívoras (Galetti & Aleixo, 1998). Os impactos têm sido detectados ainda na dinâmica de nutrientes, quando grandes volumes de biomassa são removidos dos ecossistemas (Ticktin, 2004). Igualmente, os efeitos *top-down* são um resultado direto da atividade pesqueira, que normalmente concentra as capturas em organismos de topo de cadeia e de maior dimensão (Neto & Dias, 2015).

Embora as comunidades rurais explorem um grande número de espécies da biodiversidade, o impacto negativo geralmente tem sido detectado quando há intensa comercialização do produto, muitas vezes ocasionando uma ameaça à persistência da espécie na natureza. O jaborandi (*Pilocarpus spp.*) é a única fonte natural e viável economicamente de pilocarpina (Abreu *et al.*, 2007), um dos produtos mais extraídos e exportados pela indústria farmacêutica (Caldeira *et al.*, 2017). Devido à exploração predatória de suas folhas e ao desmatamento, quatro das 17 espécies conhecidas de jaborandi são listadas como ameaçadas de extinção (Martinelli & Moraes, 2013). O extrativismo predatório da palmeira juçara (*E. edulis*), que envolve o abate da planta para a extração do palmito – produto bastante apreciado na culinária – e que está associado ao desmatamento da Mata Atlântica, acarretou a drástica redução da distribuição das populações e a degradação das populações remanescentes, a tal ponto que a espécie figura, há mais de 20 anos, na lista de espécies ameaçadas (Matos & Bovi, 2002).

Regulamentações têm sido desenvolvidas visando diminuir ou eliminar a exploração predatória, porém nem sempre atingem o propósito. Esse é o caso do mogno (*Swietenia macrophylla*), espécie madeireira altamente valiosa cuja extração na Amazônia é voltada principalmente para a exportação. As normas atuais que regulamentam a extração de mogno – tamanho mínimo de corte de 60 cm de diâmetro, 20% de taxa de retenção das árvores de tamanho comercial, manutenção de no mínimo cinco árvores comerciais em 100 ha e 30 anos de ciclo de corte – são insuficientes para manter sua exploração comercial sustentável (Grogan *et al.*, 2014). Já a ausência de regulamentações e a força do mercado podem, por um lado, resultar na destruição das populações, com consequente perda da variabilidade genética e risco potencial de extinção da espécie. E, por outro lado, podem também favorecer o empobrecimento da comunidade em favor do aumento da abundância do organismo explorado, como é o caso da palmeira açai (*E. oleracea*). Inicialmente valorizada como fonte de palmito, a exploração ocasionava a destruição ou a degradação severa das populações. Porém, práticas de manejo destinadas a promover o adensamento populacional para incrementar a oferta de frutos acarretaram o empobrecimento das comunidades de fauna (Weinstein & Moegenburg, 2004) e a redução de mais de 50% das espécies de árvores (Freitas *et al.*, 2015).

Mais de uma centena de espécies de plantas nativas do Brasil, principalmente do Cerrado, são coletadas na natureza e comercializadas para a confecção de arranjos florais após serem desidratadas. O grupo mais célebre é o das sempre-vivas, que inclui espécies endêmicas de pequenas regiões, já raras ou ameaçadas (Giulietti *et al.*, 1988; Giulietti *et al.*, 1996; Bedê *et al.*, 2018). No entanto, seu extrativismo comercial, que existe há quase um século, é uma importante atividade econômica para uma complexa cadeia produtiva que se inicia na zona rural, se ramifica entre diversos Estados do Brasil e chega a 54 países. Segundo a Secretaria de Comércio Exterior do Brasil, em cerca de 25 anos o país exportou mais de 12 milhões de toneladas de plantas secas ornamentais, atingindo o auge na década de 1970. A partir daí, sobretudo de 2000 em diante, houve uma queda acentuada nas exportações. Paralelamente, observou-se o declínio das populações naturais e a redução na área de distribuição de várias espécies, culminando na inclusão destas em listas de espécies ameaçadas, sendo o extrativismo predatório relacionado como a principal causa. O caso mais emblemático é o da sempre-viva pé-de-ouro (*Syngonanthus elegans*) – a espécie brasileira mais visada pelo mercado nacional e internacional de plantas secas ornamentais –, endêmica dos campos-rupestres de Minas Gerais (Reflora, 2017), ameaçada de extinção (MMA, 2008) e cujo extrativismo é proibido por lei desde 2008.

A caça, apesar de sua grande importância para o fornecimento de proteínas e gorduras de origem animal para populações tradicionais que vivem nos diferentes biomas (Constantino, 2015), constituindo uma parte fundamental de suas

dietas (Stafford *et al.*, 2017), pode resultar em impactos muito fortes (Peres, 2000) quando extrapola a capacidade de reposição das espécies. A diminuição das populações caçadas pode desencadear efeitos como a interrupção de funções ecológicas essenciais destas espécies (por exemplo, polinização e dispersão de sementes). Estima-se que a redução abrupta da fauna de vertebrados frugívoros de grande porte gere, dentre outros impactos relevantes, a perda de 5 a 30% da biomassa acima do solo em florestas-alvo da caça não sustentável (Peres *et al.*, 2016). Todavia, os conceitos de florestas vazias (Robinson & Redford, 1991; Redford, 1992) estão sendo revistos mais recentemente por vários autores (Levi *et al.*, 2009, 2011; Iwamura *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017). Assim, apesar de dados históricos e de modelagens modernas indicarem que aproximadamente 25 milhões de mamíferos e répteis das 20 principais espécies caçadas na Amazônia foram abatidos para fins comerciais entre 1904 e 1969, suscitando todos os efeitos negativos já mencionados, ações diversas mostraram-se eficientes para mitigar estes impactos, ou mesmo revertê-los. Como muitas das espécies vulneráveis apresentam baixas taxas de recuperação, o controle de seu comércio ou o banimento efetivo de sua caça demonstram um resultado positivo na resiliência desses recursos (Antunes *et al.*, 2016). Além disso, o efeito diverso da caça sobre diferentes espécies, com taxas específicas de recuperação, e a persistência de altas taxas de retirada de indivíduos das mais importantes populações naturais ao longo das décadas, denota claramente que o manejo adequado dessa atividade pode garantir mais do que a persistência regional, mas o alcance de níveis de sustentabilidade local dos abates. Dessa forma, estaria garantida e permitida a manutenção desses costumes e tradições, que contribuem para a segurança alimentar de uma parte significativa da população amazônica (Antunes *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017).

Os recursos pesqueiros também alcançam uma grande relevância para a segurança alimentar, principalmente na Amazônia, onde a atividade pesqueira ocupa uma larga parcela da mão de obra regional (Almeida *et al.*, 2001; Freitas & Rivas, 2006). Os ambientes aquáticos do bioma encontram-se ameaçados por vários fatores de peso, como a interrupção da conectividade aquática por diferentes motivos (desmatamentos, poluição, barramentos, etc.) e a sobreexploração dos recursos aquáticos (Castello *et al.*, 2013). Apesar da importância socioeconômica da pesca na Amazônia e da grande diversidade de sua ictiofauna, a exploração pesqueira concentra-se em menos de 200 espécies (Barthem & Goulding, 2007).

Com uma produção anual estimada em 500 mil toneladas de pescado e maior participação da pesca artesanal em contraposição à pesca comercial (Junk *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2007), as evidências de sobrepesca começaram a ser detectadas em várias partes da Amazônia, a partir das últimas décadas do século passado. Provavelmente, a primeira espécie a apresentar tais sinais tenha sido o pirarucu (*Arapaima gigas*), por volta das primeiras décadas do século 20. A partir dos anos 1970, no entanto, com a intensa introdução de novas tecnologias de

pesca, outras espécies de grande porte começaram a exibir sintomas de colapso por exploração desordenada, como o tambaqui (*Colosoma macropomum*) e alguns bagres migradores. A substituição de espécies especialistas de grande porte por generalistas de pequeno porte ocorreu também na Amazônia, mas mesmo agora alguns desses pequenos onívoros começam a emitir sinais de que os estoques podem estar sob pressão demasiada (Barthem & Goulding, 2007), como é o caso do jaraqui (*Semaprochilodus insignis*).

Apesar de as evidências de sobreexploração serem muito mencionadas para os peixes, outras espécies da biota aquática amazônica sofrem igualmente os efeitos históricos dos impactos antropogênicos (Castello *et al.*, 2013). Entretanto, ações voltadas à proteção e ao uso sustentável desses componentes da biodiversidade aquática da Amazônia também demonstram alta capacidade de reverter quadros muito negativos. Por meio da estruturação de sistemas de governança descentralizada para a gestão de recursos pesqueiros, modelos participativos de manejo da pesca sustentável revelam grande vigor e alta disseminação nestas primeiras décadas do século 21, como o manejo comunitário do pirarucu (Castello *et al.*, 2009, 2011) e o manejo de outras espécies da região (Arantes & Freitas, 2016).

A pesca em ambientes costeiros e marinhos é uma prática histórica que vem sofrendo com a diminuição dos estoques pesqueiros, causada pela própria sobrepesca, mas também por outros processos e atividades que levam à degradação do meio. No mar, a pesca pode ser dividida em profissional de pequena escala ou baixa mobilidade (normalmente denominada artesanal e com predominância de embarcações de pequeno porte, motorizadas ou não), profissional de grande escala (ou industrial) e esportiva, esta última representando um mercado emergente. Outras formas de extração de pescado têm garantido a subsistência de comunidades tradicionais, como a captura do caranguejo uçá em manguezais (Neto & Dias, 2015) e de berbigão e outros bivalves em praias ou estuários (Silva-Cavalcanti & Costa, 2011; Denadai *et al.*, 2015).

A ausência de uma estatística pesqueira nacional desde 2008 compromete uma avaliação sobre a pesca no Brasil, enquanto dados diretos dos estoques capturados permanecem inexistentes. Em função desse cenário, temperado pelas incertezas institucionais do posicionamento dessa temática na estrutura do governo federal, o setor tem demonstrado uma estagnação (Neto & Dias, 2015; FAO, 2016). Essa estagnação é também causada pelo estado de sobre-exploração a que os principais estoques pesqueiros nacionais estão submetidos (MMA, 2006). Segundo o Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva (REVIZEE), dos 153 estoques avaliados, 23% estavam plenamente explorados e 33% sobre-explorados (Viana, 2013).

Para contrapor essa realidade, uma série de regulamentações têm sido colocadas em prática, como defesos, definição do tamanho mínimo de captura, proibi-

ção de alguns petrechos de pesca e delimitação de áreas de exclusão de pesca, mais recentemente consideradas como áreas de produção de pescado. Conflitos com a população têm emergido na aplicação desses regramentos, que muitas vezes são questionados pelos pescadores em função de aspectos regionais da ocorrência ou da reprodução de uma dada espécie.

A aquicultura tem se mostrado uma atividade relevante no âmbito mundial para produção de proteína animal para o consumo humano, em complementação à pesca (FAO, 2016) que estagnou sua produção há três ou quatro décadas (Neto & Dias, 2015; Siqueira, 2017). Com avanços tanto em áreas terrestres quanto marinhas, a prática tem diversificado os tipos de organismos cultivados, com ênfase especial nas algas. A atividade tem também buscado outros mercados para os produtos gerados, como a indústria de cosméticos (colágeno), alimentícia (ágar) e aquarismo. Entretanto, a aquicultura tem potencial de geração de impactos, os quais necessitam ser identificados e minimizados. O conflito mais evidente é entre o cultivo de camarões (carcinicultura) e a conservação de manguezais. Tradicionalmente, os tanques de cultivo de camarões são escavados em áreas de manguezal – uma área de proteção permanente –, levando à sua supressão. Além disso, o animal cultivado é de uma espécie exótica, com risco de afetar a biodiversidade nativa. O uso de hormônios e antibióticos nos tanques acarreta uma contaminação do ambiente estuarino. Outros embates com a maricultura (cultivo de organismos marinhos) remetem ao cultivo de moluscos, por exemplo, em áreas passíveis de eutroficação, como vem ocorrendo no Estado de Santa Catarina, fato que impede a comercialização e o consumo do produto. De fato, a eutrofização é um problema que também pode ser causado pela própria maricultura, especialmente quando é realizada em águas rasas e calmas e o organismo cultivado depende do oferecimento de ração, cujas sobras acumulam-se no fundo do mar. Por outro lado, o cultivo de algas em áreas eutrofizadas tem sido utilizado como uma estratégia para a depuração do ambiente.

A exploração de produtos naturais derivados da biodiversidade tem sido reconhecida como uma importante fronteira para o desenvolvimento tecnológico e para um uso menos agressivo do ambiente marinho (MS/OMS/MCT, 2010). As atividades de extração na natureza têm sido substituídas pela aquicultura ou pela produção em laboratório. Técnicas de engenharia genética e microbiológicas têm sido empregadas para viabilizar a produção desses compostos ativos, utilizados largamente na indústria farmacêutica, cosmética e alimentícia.

Embora existam exemplos bem documentados, principalmente de espécies negativamente afetadas pelo extrativismo predatório, também tem sido comprovado que práticas habitualmente utilizadas por comunidades tradicionais e indígenas não tendem a comprometer as taxas vitais das populações exploradas (e.g. Giroldo & Scariot, 2015; Baldauf *et al.*, 2015; Wadt *et al.*, 2008). A exploração de

produtos da biodiversidade é fundamental para a geração de renda e a sobrevivência das populações rurais e constitui importante fonte de produtos *in natura* e insumos às populações urbanas. Produtos da biodiversidade são geralmente explorados por pessoas economicamente mais vulneráveis das comunidades, que são as mais dependentes da manutenção desses recursos para uso atual e futuro. Portanto, a sobre-exploração dos produtos da biodiversidade afeta não somente os indivíduos e as populações das espécies exploradas, a comunidade e o ecossistema dos quais fazem parte, mas também as pessoas no meio rural, muitas pobres, e que dependem desses recursos para seus meios de vida.

3.4.6 Mudanças no regime de fogo

Queimadas têm um papel fundamental no sistema climático ao influenciar os padrões e os processos globais e locais dos ecossistemas, e o ciclo do carbono (Silva *et al.*, 2016). Nesse contexto, o Brasil é uma região-chave por ser uma das áreas do globo mais afetadas por queimadas (Bowman *et al.*, 2011), com incêndios naturais ocorrendo há milhares de anos nos diferentes ecossistemas (ver Salgado-Labouriau & Ferraz-Vicentini, 1994 para Cerrado no Estado de Goiás e Pessenda *et al.*, 2005 para Cerrado no Estado do Maranhão, Piperno, 1997 para a Amazônia, Behling *et al.*, 2004 para Pampa) (Figura 3.24).



Figura 3.24. Focos ativos de queimadas observados nos biomas brasileiros entre os anos de 1998 e 2018. Dados obtidos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/INPE (2018).

Antes da ocupação do território, os incêndios eram iniciados por raios, resultando em regimes de queima (época e frequência) específicos em cada ecossistema, devido a características intrínsecas de inflamabilidade dos diferentes tipos de vegetação (Pivello, 2011). No entanto, com a ocupação do território e o uso do fogo para diversas atividades, o regime de fogo passa a ser gradativamente modificado para a combinação de queimadas naturais e antrópicas com maior ou menor frequência, incluindo o período sem chuvas (Dias, 2006). Desta forma, a composição de espécies, a estrutura e o funcionamento dos sistemas passam a ser alterados, já que as espécies não são adaptadas ao fogo, mas a um regime particular de fogo (Pausas & Keeley, 2009).

Vários estudos com foco na ocorrência de incêndios no Brasil destacam que, atualmente, a Amazônia e o Cerrado apresentam os maiores números de eventos de incêndios, relacionados principalmente a práticas de conversão da vegetação natural em pastagem e agricultura (Figura 3.25) (Davidson *et al.* 2012; MCTI 2016). Em particular, o Cerrado é apontado como um bioma ameaçado devido ao desmatamento e às queimadas (Spera *et al.* 2016; Shlisky *et al.* 2009; Pivello 2011). Além disso, as condições climáticas são fundamentais como vetor da ocorrência e da propagação do fogo. Espera-se para o Brasil, nas próximas décadas, uma ampliação da probabilidade de eventos climáticos extremos, associado a um incremento no potencial de incêndio e a temporadas de fogo mais longas (Liu *et al.* 2010). De acordo com Silva *et al.* (2016), há uma projeção de aumento sistemático de dias de perigo crítico de fogo, passando de cerca de 20% no presente para 28% em 2021-2050 e 32% em 2071-2100. Assim, a conversão da vegetação nativa por espécies exóticas, com diferentes graus de inflamabilidade e de adaptação ao fogo, concatenada com um clima mais quente e seco, pode modificar significativamente o regime, as características e a severidade do fogo, com alteração na capacidade de persistência das espécies nativas (Enright *et al.*, 2015), resultando em impactos expressivos na biodiversidade (Kelly & Brotons, 2017).

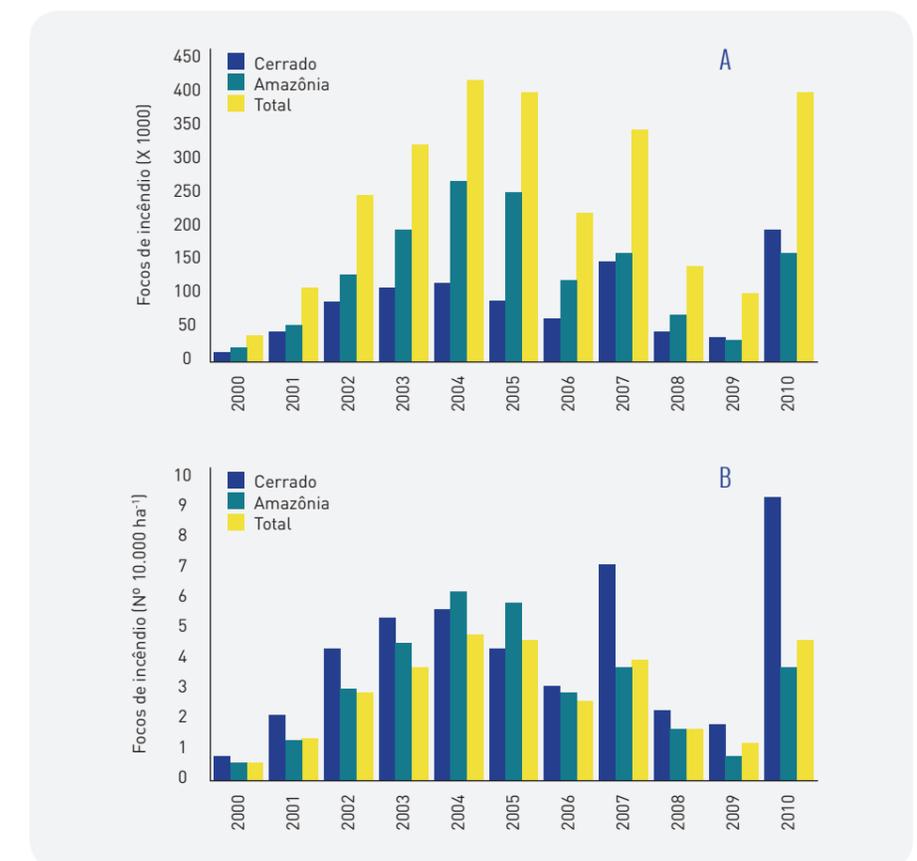


Figura 3.25. (A) número de focos de incêndio detectados por imagens de satélite e registrados pelo Inpe na floresta amazônica e no Cerrado de janeiro a agosto de 2000 a 2010; (B) o mesmo número de focos de incêndio normalizados pelas respectivas áreas da floresta amazônica e do Cerrado (área da Amazônia = 419.6943 milhões de ha; Cerrado = 203,6448 milhões de ha, segundo o IBGE. O número de pontos de fogo é proveniente de todos os satélites com sensores ópticos que operam na banda térmica média de 4 μ m recebida pelo Inpe, incluindo séries NOAA-AVHRR, série MODIS-TERRA, série MODIS-AQUA, GOES-10 e GOES-12, e MSG-2, de manhã, tarde, noite e madrugada (<http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas/>). Os valores de 2007 em diante podem ser um pouco subestimados porque o NOAA-12 foi desalinhado naquele ano. Fonte: Pivello V R (2011). The use of fire in the cerrado and amazonian rainforests of brazil: past and present. *Fire Ecology*, 7: 24-39.

3.4.7 Represamentos e mudanças no regime de inundação

As funções ecossistêmicas e a maioria das espécies de grandes rios sul-americanos dependem dos pulsos sazonais de inundação (Junk *et al.*, 1989). Esses pulsos resultam de variações na precipitação nas bacias de drenagem e são bastante heterogêneos no território nacional (Figura 3.26). A dinâmica natural dos rios brasileiros tem sido profundamente impactada pela construção de reservatórios. Além das barragens previstas, o Brasil já tem uma área maior do que a Bélgica submersa por reservatórios (Fearnside & Pueyo, 2012). Barragens afetam a fauna aquática por bloquearem migrações (Barthem *et al.*, 1991; Duponchelle *et al.*, 2016; Finer & Jenkins, 2012; Pelicice *et al.*, 2015), fragmentarem as populações

em subpopulações menores e isoladas – que podem se tornar inviáveis – e por converterem habitats lóticos em habitats lênticos, para os quais as espécies locais não têm pré-adaptações (Agostinho *et al.*, 2008). Além disso, elas eliminam habitats únicos, como corredeiras e áreas rochosas que, muitas vezes, abrigam espécies endêmicas (Lees *et al.*, 2016; Winemiller *et al.*, 2016). Por exemplo, a construção da represa de Belo Monte produziu um trecho de vazão reduzida de 100 km a jusante da barragem, tendo eliminado, até agora, ao menos uma espécie de peixe endêmico, o *Hypancistrus zebra* (Lees *et al.*, 2016; Ritter *et al.*, 2017).

As barragens de armazenamento liberam água em intervalos determinados pela demanda de geração de eletricidade, atenuando os picos de cheias e secas e interrompendo os sinais naturais dos pulsos de inundação para os organismos aquáticos (Figura 3.27). Essas modificações levam à morte as árvores de posições topográficas inferiores durante inundações prolongadas, como ocorreu no rio Uatumã, a jusante da barragem de Balbina (Assahira *et al.*, 2017). Por reduzir o pico regular das cheias anteriormente existentes, as barragens prejudicam muitas espécies de peixes comerciais importantes que se reproduzem em lagos de várzea (Fearnside, 2014a).

As barragens retêm sedimentos e nutrientes, processo que é intensificado pela conversão de rios em reservatórios, como é planejado para muitos rios amazônicos (Fearnside, 2015a, b, 2016). Por exemplo, as barragens de Santo Antônio e de Jirau, no rio Madeira, diminuíram em 20% a média anual da concentração superficial de sedimentos suspensos no rio abaixo dessas barragens (Latrubesse *et al.*, 2017) e as concentrações de P-total no rio Paraná decresceram cerca de 65% após a construção da represa de Porto Primavera (Roberto *et al.*, 2009). Esses exemplos ilustram o efeito sinérgico que barragens podem ter com a redução da pluviosidade em ambientes a jusante – como deltas, estuários, manguezais e praias –, afetando a produtividade primária e levando a um comprometimento do balanço sedimentar, principal vetor da erosão costeira. Os nutrientes associados ao sedimento fornecem a base da cadeia alimentar que sustenta populações de peixes. A retenção de sedimentos prevista em reservatórios planejados na Bolívia e, sobretudo, no Peru implica na diminuição de populações de peixes no rio Amazonas no Brasil (Forsberg *et al.*, 2017). Em decorrência da redução de aportes de nutrientes, os pulsos de inundação provocam a “oligotrofização” das planícies alagáveis localizadas a jusante das barragens. Outros impactos são relacionados à liberação de água com pouco oxigênio de represas de armazenamento (Fearnside & Pueyo, 2012), com efeito devastador sobre as populações de peixes a jusante (Fearnside, 2001).

Aos impactos das próprias barragens sobre os ecossistemas aquáticos somam-se outras formas de degradação, como poluição, eutrofização, sobrepesca e mudanças climáticas (Castello *et al.*, 2013; Val *et al.*, 2016). Além dos ecossiste-

mas terrestres perdidos diretamente pela inundação e por distúrbios a jusante (Manyari & Carvalho, 2007), os prejuízos ultrapassam o reservatório, atingindo áreas terrestres vizinhas, pelos efeitos de borda e de fragmentação (Benchimol & Peres, 2015a, b).

Destacam-se, nesse contexto, as consequências da construção dos reservatórios na ocupação e na sobrevivência humana. O Movimento dos Atingidos por Barragens, de iniciativa popular, evidencia o doloroso processo de realocação de comunidades em áreas diferentes daquelas onde criaram seus vínculos com o território e seus pares.

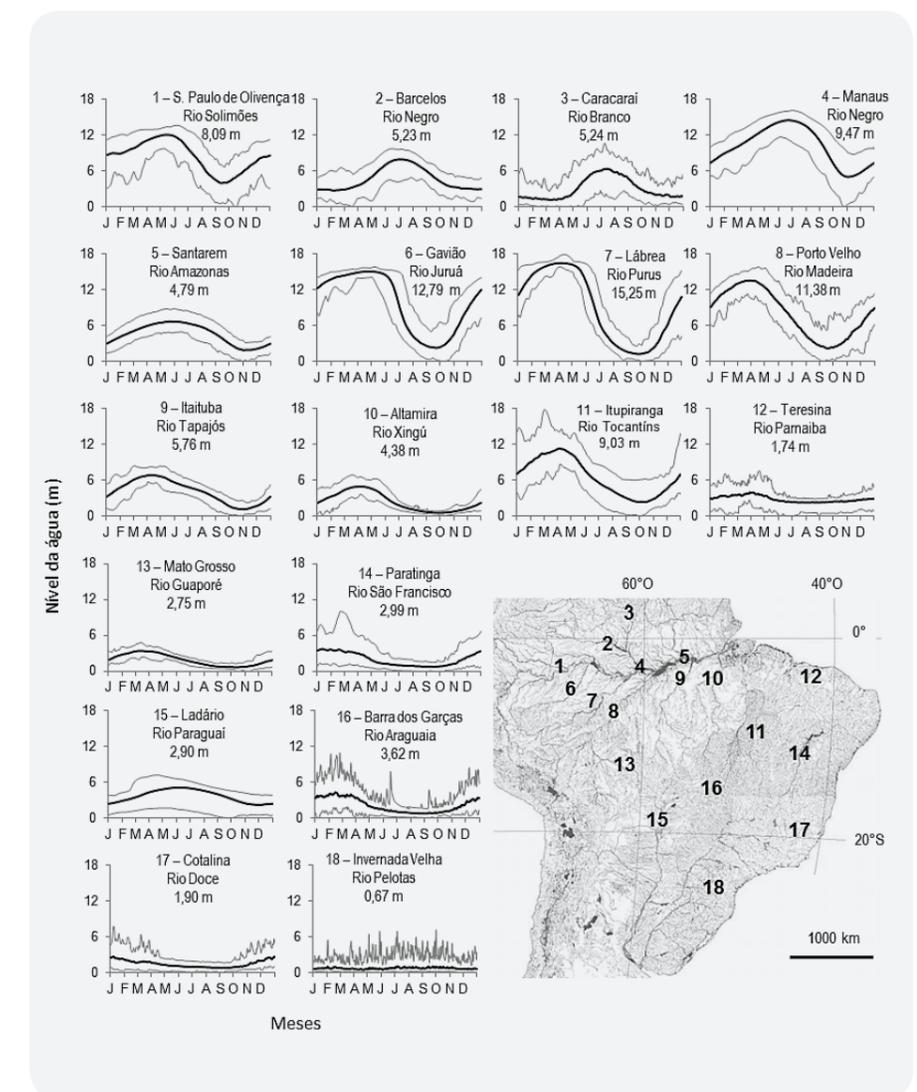


Figura 3.26. Curvas do pulso de inundação, média diária e desvio padrão (1970 a 2010) em 18 estações distribuídas no território brasileiro (elaborado por J. Schöngart).

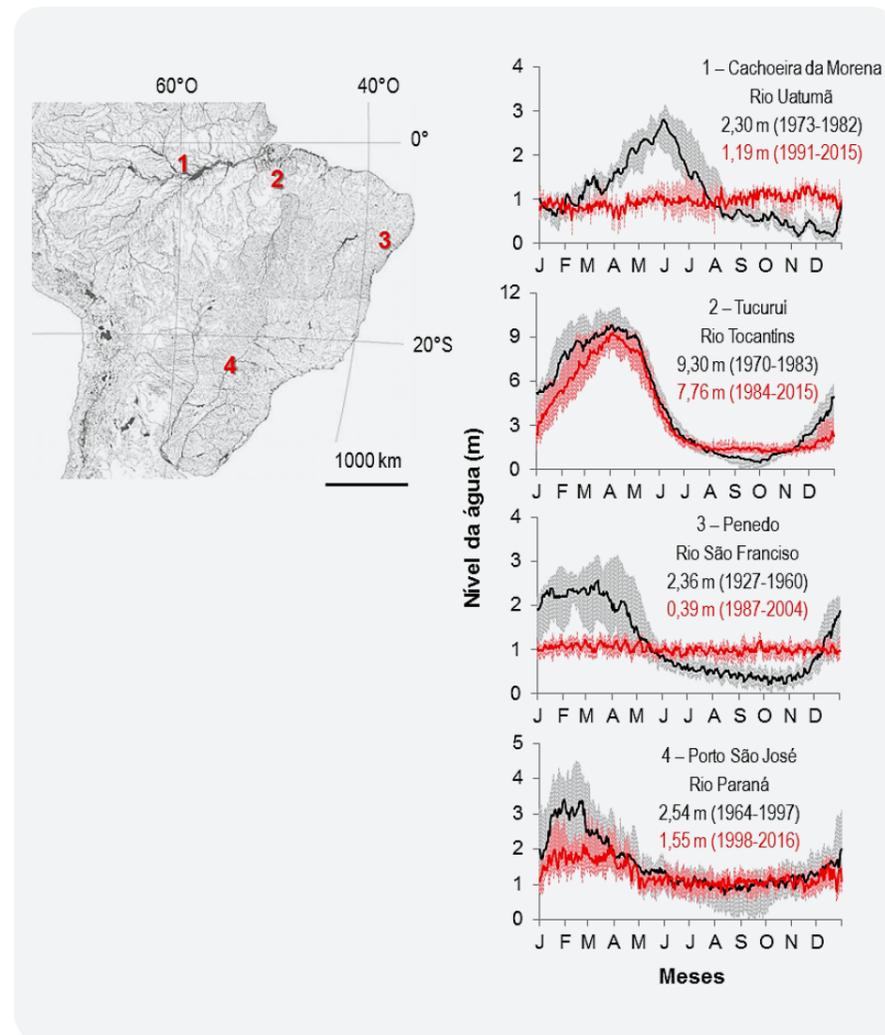


Figura 3.27. Alterações do pulso monomodal de inundação (mediana com quartis de 25% e 75% e amplitude média) para períodos antes (preto) e após (vermelho) do início da operação de usinas hidrelétricas em quatro rios de diferentes regiões do Brasil. Dados obtidos da Agência Nacional de Águas (elaborado por J. Schöngart).

3.4.8 Exploração mineral

A preocupação ambiental foi manifestada pelo setor minerário durante a Cúpula Mundial sobre o Desenvolvimento Sustentável, em 2002, onde se estabeleceu o diálogo entre a mineração e a conservação da biodiversidade que, posteriormente, culminou na publicação de um guia de boas práticas para o setor (IUCN/ICMM, 2014). No Brasil, a sustentabilidade é uma exigência legal por meio da qual se busca o impacto líquido positivo de qualquer empreendimento minerário e, portanto, a adoção de estratégias que minimizem, mitiguem e recuperem os danos ambientais causados. O setor da mineração tem inegável valor social e representatividade na economia brasileira (em 2016 atuou na balança comercial do país com US\$24

bilhões). Esse setor demanda projetos de infraestrutura, indústria manufatureira e produção de alimentos (indústria de fertilizantes), mas tem sido associado à degradação ambiental, com profundos impactos nos ecossistemas e nas paisagens.

O Brasil detém um enorme potencial para a mineração (Figura 3.28), mas apesar de seguir um marco regulatório complexo, desastres como o ocorrido em Mariana em 2015 (Quadro 3.5) não são incomuns e podem alcançar proporções inesperadas a uma distância de até 700 km de seu epicentro (Fernandes *et al.*, 2016; Ross *et al.*, 2016). Apesar de seu grande potencial, a exploração mineral no leito marinho ainda é incipiente, com interesses voltados para algas calcárias em regiões costeiras (rodolitos) ou em montes marinhos submersos (*Lithothamnium calcareum*), nódulos polimetálicos em regiões profundas ou mesmo areia para utilização em projetos de engorda de praias. Os grandes desafios tecnológicos associados à importância e à fragilidade desses ambientes, em especial os de mar profundo, fazem da exploração mineral no mar um tema ainda muito controverso e passível de estudos mais aprofundados.

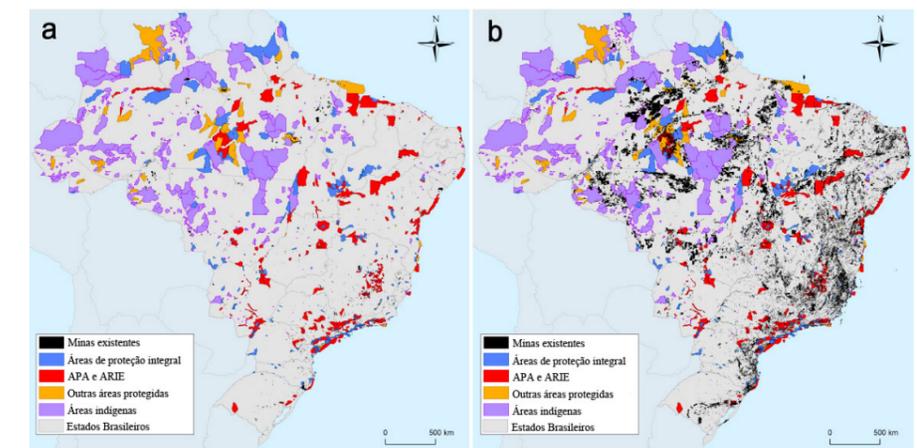


Figura 3.28. Distribuição espacial de minas (em preto) no Brasil. (a) projetos de mineração existentes e (b) projetos de mineração existentes e planejados. Fonte: Villén-Pérez S *et al.* (2018). Mining code changes undermine biodiversity conservation in Brazil - Supplementary Material. Environmental Conservation, 45 (1): 96-99 published by Cambridge University Press..

A retirada da vegetação das minas ocasiona diversos efeitos deletérios sobre a biodiversidade, fragmentação do habitat, compactação do material exposto e baixas taxas de infiltração e armazenamento de água no solo. Essas forças agem isoladamente ou de maneira sinérgica, podendo resultar também em processos erosivos, poluição da água e dos solos, deficiência de oxigênio em corpos d'água, poluição sonora, introdução de espécies invasoras, mudanças na estrutura da paisagem, fragmentação populacional, afugentamento das espécies e desestruturação das comunidades locais e de seus saberes (Fernandes & Ribeiro, 2017). Entretanto, a indústria da mineração em si, por ocupar áreas mais restritas e de menor escala, está sujeita a um maior controle e fiscalização (Quadro 3.6).

QUADRO 3.5

Desastre ambiental da barragem em Mariana/MG

O Em 5 de novembro de 2015, o colapso de uma barragem de rejeitos de propriedade da Samarco Mining Inc. e operada pela mesma empresa, provocou uma onda de lama que originou o maior desastre de mineração do mundo. O violento tsunami de lama enterrou a pequena vila de Bento Rodrigues em Mariana (MG), logo abaixo da barragem desmoronada. O desastre causou a morte imediata de 19 pessoas, deslocou outros milhares devido à perda de suas terras e atividades de geração de renda como plantações e pecuária (Fernandes *et al.* 2016). A entrada de ca. 50 milhões m³ de lodo no canal do rio Doce imediatamente eliminou a vida de animais e plantas e afetou fortemente o leito do rio e os habitats marginais com impactos profundos na biodiversidade e no fornecimento de serviços ecossistêmicos. O lodo estendeu-se por mais de 600 km até alcançar o Oceano Atlântico, onde se espalhou com consequências ambientais e socioeconômicas imprevisíveis (Neves *et al.* 2016; Queiroz *et al.* 2018). Dezenas de cidades tiveram seu abastecimento de água abalado e a situação dos cidadãos impactados ainda não foi resolvida anos após o ocorrido (Santos & Milanez 2017). O desastre provocou várias discussões econômicas, sociais e ambientais sobre as operações de mineração no Brasil e no exterior. Mineração envolve os trade-offs mais importantes entre indústria e serviços ecossistêmicos / conservação da biodiversidade. Não obstante os benefícios privados e de curto prazo, os danos aos ecossistemas pela mineração precisam ser mitigados e uma ciência sólida deve ser desenvolvida para diminuir os impactos e levar a sociedade a rever os modelos atuais de mineração em um contexto global. A reverberação dos estragos continua presente com medidas pouco efetivas de restauração do ecossistema, com a mobilização de comunidades para manter seus meios e formas de vida. O desastre e suas implicações lançaram luz sobre a demanda urgente de uma governança mais apropriada e uma gestão cuidadosa da mineração. Faz-se necessário um modelo que permita um forte controle social, em particular em um país que detém uma enorme responsabilidade por sua megadiversidade.



As imagens acima apresentam o processo de reabilitação da calha do rio Doce com o uso de espécies exóticas (A, B). Em A observar a quantidade de matéria morta no leito do rio.

Fotos: GW Fernandes

QUADRO 3.6

Demandas de sustentabilidade na mineração – Exemplo de Carajás

As minas de ferro da Serra dos Carajás, implantadas na Floresta Nacional de Carajás, têm sido continuamente monitoradas, assim como as áreas adjacentes. Passados 40 anos de sua implantação, as exigências dos órgãos ambientais de controle têm sido devidamente atendidas, e um monitoramento contínuo da biodiversidade e do uso da terra é realizado. Até o momento 19,6% da área de canga, como é chamado o campo rupestre ferruginoso, foi suprimida pela mineração (Souza-Filho *et al.* submetido). No Brasil, a nova mina de ferro em Canaã dos Carajás, o projeto S11D, respeita as demandas de sustentabilidade. As cangas são cuidadosamente estudadas (flora, fauna, paisagem), para embasar a conservação (Viana *et al.* 2016). Uma atenção especial é dada aos serviços ecossistêmicos, que refletem a biodiversidade, sobretudo a polinização e a dispersão de sementes. Neste empreendimento não há bacias de rejeito como na mineração tradicional e o conhecimento científico é subsídio para as decisões sobre as questões ambientais.

3.4.9 Urbanização

As cidades concentram atualmente 50% da população mundial e estimativas das Nações Unidas preveem que, até 2050, esse percentual atingirá 70% (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b). Nesse contexto, praticamente todos os grandes desafios da humanidade relativos a desenvolvimento, redução da pobreza, mitigação e adaptação às mudanças climáticas serão também problemas urbanos. No caso do Brasil, a alta concentração populacional em áreas urbanas (acima de 80%, em 2017; Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b) indica a necessidade de priorizar a construção da capacidade de planejamento e políticas de adaptação que visem à redução da vulnerabilidade socioambiental – especificamente no que se refere à qualidade habitacional e de infraestrutura, o nível de preparação da população para lidar com as mudanças ambientais (envolvendo fatores como educação, cultura, renda, solidariedade), a qualidade dos serviços de emergência e outras respostas institucionais. Mais de 70% da população brasileira está condensada na área do bioma Mata Atlântica (Figura 3.29).

A população urbana brasileira deverá apresentar crescimento absoluto nas próximas décadas, com posterior diminuição do ritmo e eventualmente reversão (para declínio) em algum momento em torno de 2040 e 2050. Nesse sentido, a forma de ocupação e distribuição da população em espaços urbanos potencializa tanto a criação de espaços de risco e vulnerabilidade socioambiental – por exemplo, por meio da invasão de áreas de risco pelas camadas mais pobres – quanto

a degradação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos por diferentes estratos da população. Tal ocupação, que engloba desde assentamentos informais por populações carentes até condomínios fechados por aqueles de alto poder aquisitivo, já mostra diversos problemas, como falta de água e poluição do solo, dos corpos hídricos e do lençol freático. Destaca-se a busca por novas áreas ao redor dos grandes centros urbanos que podem levar a um aumento dos congestionamentos e do tempo gasto para deslocamento. A tendência é a de que esse cenário potencializará a criação ou a reprodução futura de situações de vulnerabilidade socioambiental em áreas urbanas.



Figura 3.29. Rodovias e áreas urbanas do Brasil em 1992 e 2010, detectado por imagens de satélite usando iluminação noturna. Fonte: Lapola D M et al. (2014). Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, 4: 27-35.

Esse ritmo de crescimento trará consequências críticas na composição populacional, com uma proporção menor de dependentes na economia (especialmente de menores de 15 anos de idade) vis-à-vis produtores (população economicamente ativa). Conforme Barbieri (2013), isso se explica principalmente pela drástica redução da fecundidade no Brasil, a qual também engendrará um rápido processo de envelhecimento. Essas mudanças demográficas são relativamente homogêneas entre os municípios brasileiros e tendem a aumentar os gastos com transferências governamentais – dado que os custos de manutenção dos idosos

(sobretudo os relacionados à saúde e à Previdência Social) são mais elevados do que os de sustento dos jovens (Queiroz *et al.*, 2016).

Tal cenário é importante para a definição do potencial de vulnerabilidade populacional. É provável que os grupos etários com piores condições de saúde, particularmente os idosos e as crianças, sejam mais suscetíveis a possíveis choques causados pela deterioração da situação ambiental e pelas mudanças climáticas, e tenham menor propensão e capacidade de buscar alternativas à piora nas condições de vida. Nota-se ainda, conforme Queiroz *et al.* (2016), que, apesar das grandes mudanças na estrutura etária rumo ao processo de envelhecimento, a pressão pelos serviços públicos pertinentes às faixas etárias jovens – como educação, saúde e nutrição –, irá persistir pelas próximas décadas, podendo levar à permanência de condições de vulnerabilidade socioambiental, principalmente no que se refere ao acesso a saneamento básico.

Essas tendências demográficas nas áreas urbanas brasileiras podem agravar situações de vulnerabilidade populacional e de aumento da desigualdade e pobreza, que tendem a pressionar a ocupação de espaços de alto valor ambiental, levando ao incremento da degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Um crescimento da população em algumas áreas com maior densidade populacional, por exemplo, pode ampliar ainda mais a escassez de esgotamento sanitário e de água para consumo humano (ANA, 2007), prejudicando significativamente as atividades econômicas e os indicadores sociais e de saúde. A pressão perpassa diferentes estratos socioeconômicos; de fato, uma contradição das cidades brasileiras é o aumento concomitante da precariedade de assentamentos informais e a propagação de condomínios fechados de alta renda, ambos resultando em pressões antropogênicas importantes sobre o ambiente. Outros exemplos marcantes são a expansão sobre a floresta amazônica na região metropolitana de Manaus, desencadeada pela abertura de uma ponte sobre o rio Negro em 2011 (Ramos, 2015), bem como a ampliação da cidade do Rio de Janeiro em direção ao seu vetor sul, e Belo Horizonte rumo ao seu centro administrativo no setor norte.

Nesse sentido, as políticas públicas devem ser sensíveis à identificação de ações específicas para ordenar a ocupação urbana e aumentar a resiliência de espaços com alto valor ambiental – em termos de estoque de biodiversidade e produção de serviços ecossistêmicos, sobretudo nas grandes regiões metropolitanas. Em particular, os planos diretores municipais nessas regiões devem, como ferramenta de organização e gestão do território em diálogo com o Zoneamento Ecológico-Econômico realizado em caráter mais regional, constituir instrumentos que facilitem a criação de serviços e infraestrutura em novos assentamentos, de forma a assegurar e incrementar a resiliência de áreas ocupadas que tenham alto valor ambiental.

Grupos populacionais mais vulneráveis em áreas urbanas são, ao mesmo tempo, aqueles com menor peso e representatividade em decisões de políticas públicas e aqueles com maior dificuldade de acesso a serviços e infraestrutura. São, em particular, aqueles situados em espaços onde os custos de implantação de um sistema de saneamento básico amplo são mais altos. Dessa forma, o ritmo lento de crescimento da taxa de cobertura de saneamento no Brasil pode continuar pelas próximas décadas, aumentando ainda mais a vulnerabilidade socioambiental desses grupos.

Vetores antropogênicos urbanos de degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos

A acelerada urbanização brasileira entre os anos 1960 e 1980 ocorreu pela combinação do intenso crescimento natural (alta fecundidade das mulheres em décadas passadas) e grandes fluxos migratórios, especialmente de natureza rural – urbana. Mais recentemente, com o declínio da fecundidade, a migração tem se tornado cada vez mais relevante para a explicação do aumento da urbanização. Existe, no entanto, uma mudança substantiva na natureza desses fluxos, com a diminuição daqueles de natureza rural – urbano (em função do estoque menor de população em áreas rurais e da redução dos fluxos migratórios interregionais, sobretudo os originários da região Nordeste) e o incremento dos fluxos urbano – urbano, ou seja, envolvendo áreas urbanas de diferentes tamanhos. Há, ainda, importantes fluxos migratórios intrametropolitanos, tanto entre o núcleo e a periferia quanto internamente nos municípios.

Um dos resultados desse padrão histórico de ocupação urbana tem sido o crescimento acelerado da mancha urbana, com a consequente conversão de áreas verdes em habitação e infraestrutura, a transformação de rios em vias urbanas e a diminuição da qualidade ambiental das cidades, de forma geral. Cedeplar/MMA/PNUD (2017a, 2017b) descrevem como a dinâmica de expansão de cinco regiões metropolitanas (RMs) brasileiras tem pressionado áreas de valor ambiental e mostram a resultante pressão sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. As cinco RMs estão inseridas nos três mais relevantes biomas brasileiros, em termos de tamanho e diversidade biológica: Amazônia (Belém – RMBE); Cerrado (Brasília – Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno – AEB); Mata Atlântica (Rio de Janeiro – RMRJ e São Paulo – RMSP); e zona de contato entre Cerrado e Mata Atlântica (Belo Horizonte – RMBH) (Figura 3.29). Esses biomas representam cerca de 85% do território nacional (49% Amazônia, 23% Cerrado e 13% Mata Atlântica; IBGE, 2004).

O avanço da mancha urbana sobre os biomas das RMs se deve a diferentes razões, como “a insuficiência das políticas habitacionais de baixa renda, a pressão por moradia de baixo custo, o crescente valor dos terrenos bem localizados, a baixa qualidade do transporte público nas áreas mais afastadas, o insuficiente controle

urbanístico pelo Estado e as vantagens locais desses espaços com relação à periferia” (PINHO e FREITAS, 2012, p. 03). De fato, Cedeplar/MMA/PNUD (2017a, 2017b) relatam, entre unidades de conservação (UCs) de proteção integral e de uso sustentável, a existência de 26 na RMBH, seis na RMBE, 34 na AEB, 93 na RMRJ e 38 na RMSP. Em todas as regiões analisadas, as UCs de uso sustentável são mais vulneráveis à expansão urbana se comparadas àquelas de proteção integral. Essa situação se reproduz em suas respectivas zonas de influência e, mantidas as circunstâncias atuais, a previsão para 2030 é a de que as manchas urbanas continuem avançando sobre as UCs nas RMs (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b).

No caso específico da RMBE, as duas UCs inseridas em seus limites já se encontram pressionadas pela invasão do tecido urbano em 2016, principalmente no Parque Estadual do Utinga (Figura 3.29). As previsões de expansão da mancha urbana nos anos 2020 e 2030 na RMBE indicam tendência de crescimento em direção à UC Refúgio de Vida Silvestre Metrópole da Amazônia (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b). O que deve ser considerado também não é somente o avanço do tecido urbano, mas a forma como esse crescimento tem ocorrido. Há sérios problemas relacionados ao saneamento básico e merece destaque o fato de a UC em questão estar inserida numa região com potencial hídrico (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b).

Em relação a Brasília e entorno (ADE) há, tanto dentro quanto fora da mancha urbana, inúmeras UCs, dentre as quais se destacam o Parque Nacional de Brasília, a Reserva Biológica da Contagem e a Estação Ecológica de Águas Emendadas. A figura 3.29 revela a presença de tecido urbano próximo aos limites dessa última em 2016. Os dados dos anos 2020 e 2030 não sinalizam, contudo, possibilidades de expansão urbana nessa área (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b). Os principais vetores de expansão seguem fluxo de crescimento em direção às UCs, o que ressalta a necessidade de cumprimento dos aspectos legais definidos para as Áreas de Proteção Ambiental nas esferas federal e estadual para a proteção de reservas naturais (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b).

Ainda conforme Cedeplar/MMA/PNUD (2017a, 2017b), a mancha urbana da RMBH é a que mais cresceu ao longo dos últimos 16 anos, e essa tendência deverá permanecer nas próximas duas décadas (Figura 3.29). A RMBH é cercada por diversas UCs e muitas delas encontram-se pressionadas pelo avanço das áreas urbanas. Observa-se a expansão dos equipamentos urbanos sobre algumas UCs nas porções norte e sul – neste último caso, principalmente na área compreendida pelas Estações Ecológicas Fechos e Cercadinho, além do Parque Estadual Serra do Rola Moça.

A RMSP atingiu os limites geográficos da Serra da Cantareira na porção norte e da Serra do Mar na porção sul, ficando constricta entre essas duas unidades de relevo (Figura 3.29). As simulações de Cedeplar/MMA/PNUD (2017a, 2017b) indicam que ocorrerá expansão urbana na porção norte da RMSP, na área do Parque

Estadual da Cantareira – um importante repositório hídrico que abastece diversos municípios da região metropolitana e que recentemente, nos anos de 2014 e 2015, sofreu com as estiagens. Na porção sul da RMSP é prevista a evolução do tecido urbano em direção à Serra do Mar, até os limites de seu Parque Estadual, nas divisas dos municípios Embu-Guaçu, São Paulo e São Bernardo do Campo (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b).

Por fim, a RMRJ destaca-se por abrigar importantes refúgios de vida silvestre e parques, num espaço caracterizado pela urbanização desordenada em áreas entre as serras e o mar, como por exemplo, o Parque Nacional da Tijuca, o Parque Estadual da Serra da Tiririca e a APA da Paisagem Carioca (Cedeplar/MMA/PNUD, 2017a, 2017b). As áreas que apresentam maiores pressões sobre as UCs estão concentradas nas cidades do Rio de Janeiro, São Gonçalo e Niterói (Figura 3.30). No caso do Rio de Janeiro, identifica-se a criação de Parques Municipais e Estaduais como estratégia para manter refúgios naturais dentro do complexo urbano, embora existam aglomerados antigos que exercem pressão ambiental nas UCs. Essas UCs, além de prover o serviço ecossistêmico de proteção e/ou conservação dos recursos naturais, também são utilizadas para fins recreacionais, como lazer, ecoturismo e espaços para a prática de esportes e socialização. Na porção entre os municípios de São Gonçalo e Niterói há uma clara tendência de expansão do tecido urbano em direção ao Parque da Serra da Tiririca. Esses dois municípios mostram ritmo de crescimento acelerado, muito por conta do inchaço populacional que a cidade do Rio de Janeiro passou ao longo das décadas passadas.

Tanto em RMs costeiras quanto em municípios menores ao longo do litoral brasileiro registra-se a tendência de a população de baixa renda ocupar e adensar áreas irregulares, normalmente identificadas como Áreas de Preservação Permanentes pelo Código Florestal. Dentre essas áreas destacam-se as encostas e os manguezais. A ocupação em encostas agrava os riscos derivados dos deslizamentos de terras, comuns na Serra do Mar, por exemplo. Além disso, a própria ocupação leva a uma fragilização dos terrenos que aumenta as chances de deslizamentos. A invasão dos manguezais, por outro lado, pode vir acompanhada de sua supressão ou da construção de palafitas na sua interface estuarina. O não atendimento dessas áreas de moradia irregular por serviços públicos, como fornecimento de água, coleta e tratamento de esgotos e coleta e destinação final de resíduos sólidos, tem levado à contaminação dos corpos hídricos e do mar, comprometendo muitas vezes a própria disponibilidade de água para consumo ou lazer.

3.4.10 Infraestrutura

Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) que passaram a vigorar em 2016 visam guiar as políticas e os recursos por parte do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento durante os próximos 15 anos (UNDP, 2017). Vários desses objetivos dizem respeito às questões de infraestrutura, como o número 6 (água potável e saneamento), o 7 (energia limpa e acessível), o 9 (in-

dústria, inovação e infraestrutura) e o 11 (cidades e comunidades sustentáveis) (UNDP, 2017). Aqui trataremos de alguns recortes dessas questões de infraestrutura e sua relação com a conservação biológica, no que tange ao sistema de transportes rodoviários e portuários.

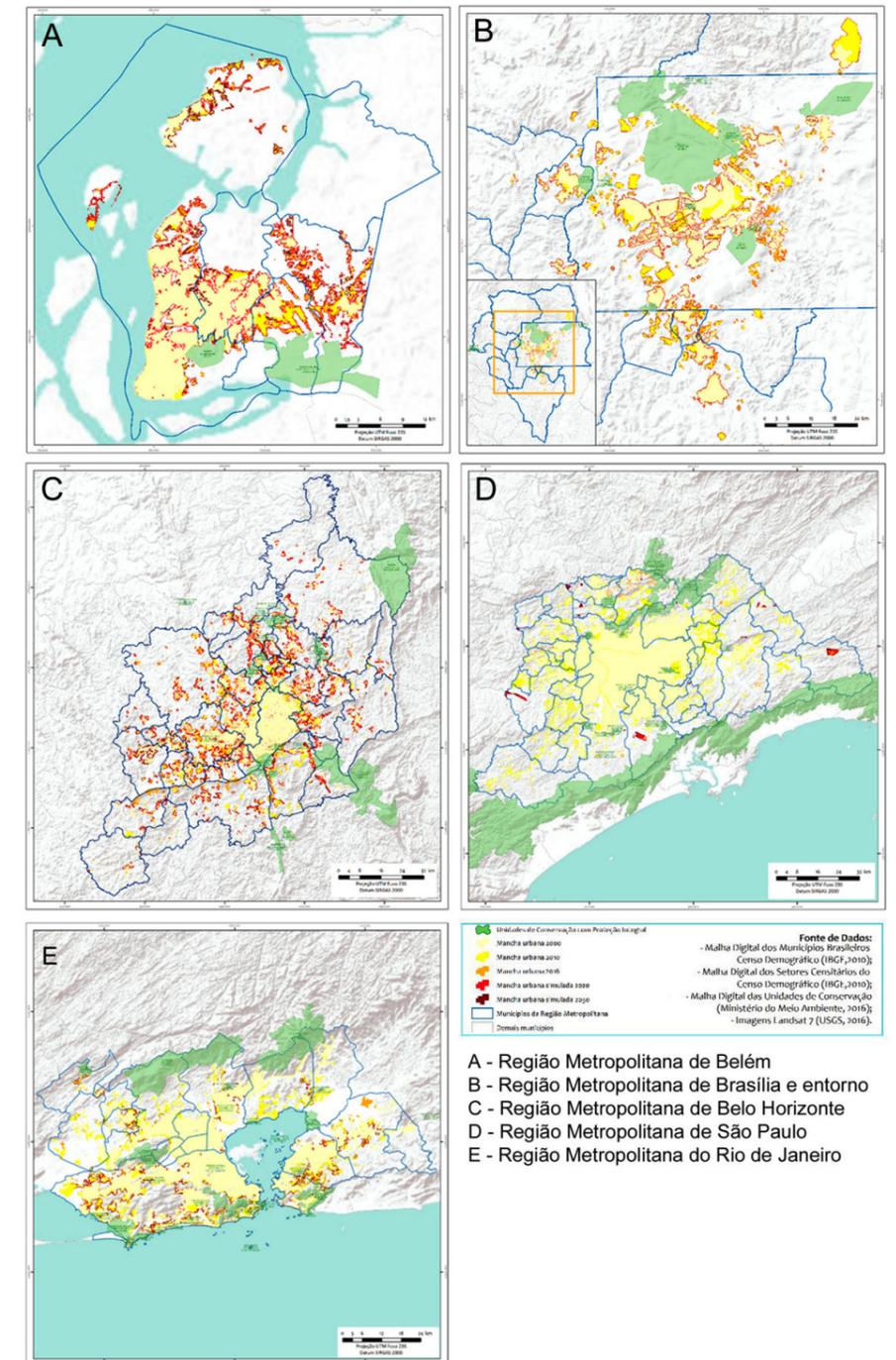


Figura 3.30. Expansão urbana entre 2000 e 2016, simulação para 2020 e 2030 e sobreposição às UCs de Proteção Integral nas RMs (Cedeplar/MMA/PNUD 2017a, 2017b).

O sistema rodoviário destaca-se como o principal modal de transportes de carga do Brasil (61%), com mais de 1,7 milhão km de malha viária (CNT/Sest/Senat, 2016). Deste total, 211 mil km são pavimentados, havendo crescimento anual de 1,5%. No que se refere a portos, o país possui atualmente 170 portos e terminais marítimos e fluviais, que movimentam cerca de 1 bilhão de toneladas de carga por ano, com destaque para petróleo e minério de ferro, escoando assim a maior parte do nosso comércio internacional (Webportos, 2017). Embora as rodovias e os portos sejam vitais para o desenvolvimento nacional, há a necessidade de estabelecer sistemas de transportes responsáveis, evitando danos à biodiversidade e à sociedade, na forma de degradação e perda de habitat, poluição ambiental, promoção de espécies invasoras, com consequentes danos financeiros, sociais e em saúde. Um exemplo emblemático foi a judicialização da expansão do Porto de São Sebastião, interrompida face aos impactos que traria e à precariedade do Estudo de Impacto Ambiental apresentado (Turra *et al.*, 2017). Estima-se que 475 milhões de exemplares de animais selvagens são mortos todos os anos nas rodovias e estradas brasileiras (Bager *et al.*, 2016), incluindo uma maioria de espécies de médio e grande porte e ameaçadas de extinção.

Dentre os aspectos básicos relacionados à infraestrutura estão sua implementação, o monitoramento e o gerenciamento, regidos pela Lei nº 6.938 de 31/08/1981 que dispõe sobre a “Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências”, na forma de seus instrumentos. A autonomia de análise e a segurança jurídica do processo vêm sendo e serão essenciais para um desenvolvimento sustentável e responsável do setor de infraestrutura. Há a necessidade de assegurar a qualidade do processo de avaliação de impacto ambiental, bem como um gerenciamento e uma responsabilização sobre danos ambientais. Caso contrário, existe o risco de gerar consequências irreversíveis para a biodiversidade nacional e de não conciliar os interesses por um desenvolvimento sustentável e ambientalmente responsável.

No caso dos portos, embora a gestão ambiental portuária esteja sendo aprimorada por meio de forte orientação governamental, como a Agenda Ambiental Portuária, a nova lei dos portos (Lei Federal 12.815/2013) abriu espaço para a construção de terminais privados fora dos já existentes “portos organizados” (Figura 3.31). Esse fato gerou uma grande demanda por licenças ambientais, associada a um movimento especulatório voltado à valorização da propriedade para posterior comercialização. O espalhamento dos impactos gerados por portos ao longo da costa, em contraposição à intensificação ou ampliação do uso dos portos existentes, tem trazido preocupações quanto à qualidade do ambiente costeiro, devido ao seu potencial de degradação: vazamento de combustível, perda de carga, vetor de espécies exóticas, dragagem e supressão de habitat.

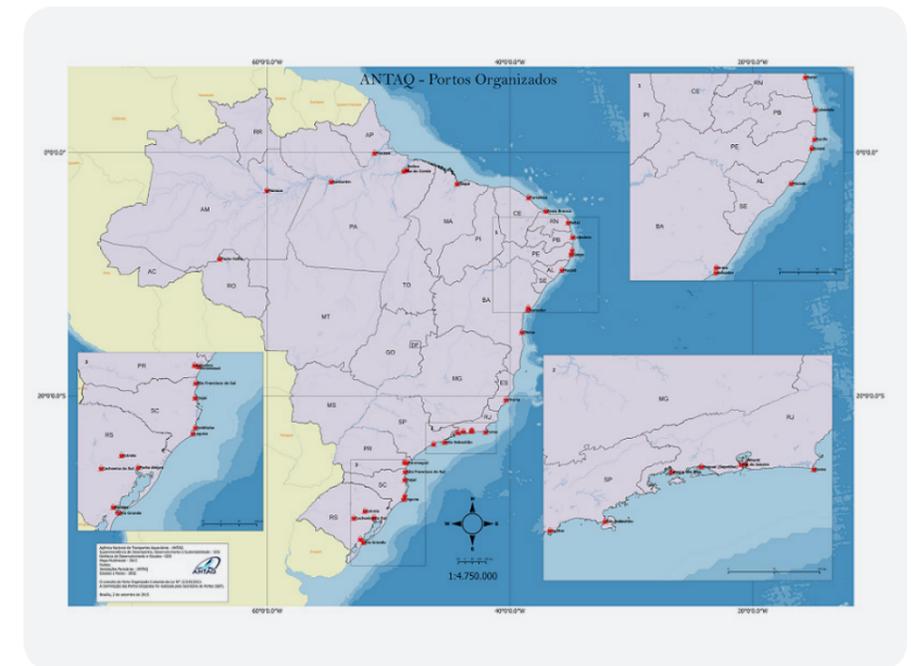


Figura 3.31. Localização dos “portos organizados” brasileiros [Agência Nacional de Transportes Aquaviários/Antaq].

3.5 INTERAÇÕES ENTRE OS VETORES DE MUDANÇAS NOS BIOMAS BRASILEIROS

Os vetores antropogênicos dominam a atual mudança na biodiversidade e nos ecossistemas brasileiros. Em todos os biomas nacionais (incluindo sistemas terrestres e aquáticos) e nos ecossistemas costeiros e marinhos vários fatores – como perda e fragmentação de habitat, mudanças nos ciclos biogeoquímicos, poluição, mudança climática, superexploração e espécies invasoras – ameaçam cada vez mais a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e seus benefícios para a sociedade (Figura 3.32).

A análise do estado e das tendências dos diferentes vetores indica que a degradação de habitat tem sido a maior ameaça à biodiversidade de água doce, marinha e terrestre no Brasil. As atividades agropecuárias são as principais ameaças à fauna em ambientes continentais, enquanto a superexploração (pesca-captura) colocam em risco as espécies marinhas (Figura 3.33). Os vetores indiretos, como a expansão da agricultura, a demanda de energia e a urbanização, estão ligados a mudanças extensas no uso da terra e das paisagens naturais.

Com o tempo, no entanto, espera-se que a importância relativa dos vetores diretos mude e os efeitos da mudança climática devam aumentar significativamente. A relevância dos vetores de mudança da biodiversidade difere entre os sistemas

terrestres e aquáticos, mas há interações substanciais entre os ecossistemas em escala de paisagem (por exemplo, alterações no uso da terra causam impactos, como poluição, em ecossistemas aquáticos).

Reconhecer as interações entre os vetores diretos implica em que não somente os esforços de conservação centrados em um único vetor podem ser inadequados e pouco efetivos, mas também em que há oportunidades para alinhar diferentes objetivos de conservação e uso dos recursos da biodiversidade. Os efeitos cumulativos e sinérgicos dos vetores reforçam a necessidade de estratégias e políticas de adaptação efetivas para melhor salvaguardar áreas protegidas sob múltiplos fatores de mudança, especialmente porque mudanças no uso da terra, invasões e clima devem impactar consideravelmente a função do ecossistema e a biodiversidade.

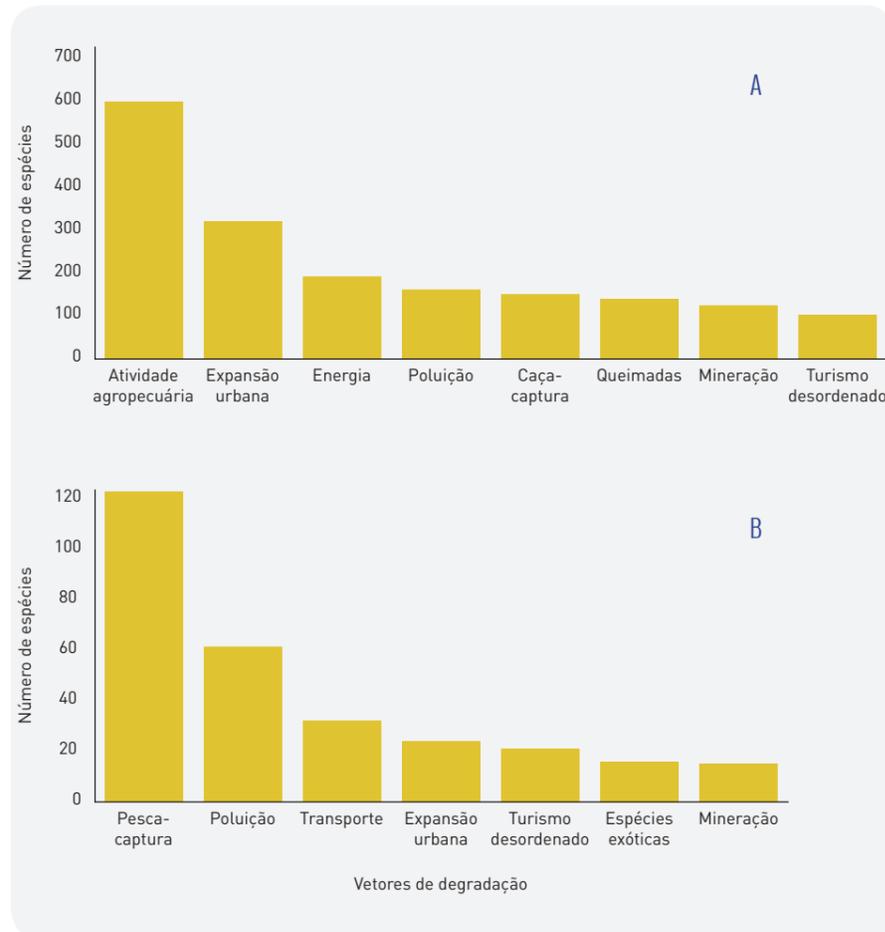


Figura 3.33. Principais vetores de degradação que ameaçam as espécies da fauna. (A) vetores de degradação que ameaçam 1.104 espécies avaliadas no ambiente continental, e (B) principais vetores de degradação que ameaçam 159 espécies marinhas avaliadas (ICMBio 2016).

Bioma	Ambiente	Vetores Diretos de Degradação da Biodiversidade e dos Serviços Ecosistêmicos								
		Mineração	Superexploração de Recursos Naturais	Uso do solo	Poluição	Infraestrutura e Urbanização	Mudanças Climáticas	Regimes de Inundação	Regimes do Fogo	Invasões Biológicas
Amazônia	Terrestre	↗	↗	↗	→	↗	↗	↗	↗	↗
	Aquático	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Caatinga	Terrestre	↗	↗	↗	↗	↗	↗	→	→	→
	Aquático	→	→	→	→	↗	↗	→	→	→
Cerrado	Terrestre	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
	Aquático	↗	→	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Mata Atlântica	Terrestre	↗	→	→	↗	↗	↗	↗	→	↗
	Aquático	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	?	↗
Pampa	Terrestre	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
	Aquático	↗	↗	↗	→	↗	↗	→	→	↗
Pantanal	Terrestre	→	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
	Aquático	→	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Biomio Marinho e Costeiro	Terrestre	→	→	↗	↗	↗	↗	↗	→	↗
	Aquático	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	NA	↗

Impacto do vetor (cores):
 Alto (laranja escuro), Médio (laranja), Baixo (laranja claro)

Tendência atual e de um futuro próximo do vetor (setas):
 ↗ Aumentando: O impacto do vetor de transformação está aumentando continuamente ao longo dos últimos anos
 → Estável: O impacto do vetor de transformação permanece estável nos últimos anos, sem aumentar ou diminuir
 ↘ Diminuindo: O impacto do vetor de transformação está diminuindo continuamente ao longo dos últimos anos
 ↑ Aumentando muito rápido: O impacto do vetor de transformação está aumentando em um ritmo cada vez maior, ano após ano
 ? Desconhecido: Faltam informações acerca do impacto do vetor de transformação no bioma
 NA Não se aplica

Figura 3.32. Vetores de degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nos biomas brasileiros, em ambientes aquáticos e terrestres.

3.6 STATUS E TENDÊNCIAS DA BIODIVERSIDADE

O Brasil é um país de dimensões continentais com estimativas de biodiversidade alcançando cerca de 42 mil espécies vegetais e 148 mil espécies da fauna (aproximadamente 9 mil vertebrados e, no mínimo, 129.840 invertebrados (ICMBio, 2016). Sua amplitude geográfica imprime considerável variabilidade ambiental de importância reconhecida para os padrões de biodiversidade aqui encontrados. Estima-se que cerca de 13% de todas as espécies do mundo estão distribuídas ao longo dos biomas brasileiros e, em alguns casos, apresentando elevado grau de endemismo e ameaça (Brandon *et al.*, 2005; Lewinsohn & Padro, 2005; Mittermeier *et al.*, 2005). A abundância de habitats, com características e fragilidades específicas, também é observada na Zona Costeira e Marinha – como praias arenosas, costões rochosos, manguezais, marismas, recifes de coral, estuários, pradarias, bancos de rodolitos, dentre outros – que abriga diferentes organismos que, em conjunto, são responsáveis pela grande diversidade marinha registrada no Brasil. Praticamente todos os filos estão representados no ambiente marinho e alguns grupos apresentam espécies endêmicas e ao mesmo tempo ameaçadas, como é o caso dos equinodermos (Machado *et al.*, 2008).

Os esforços para o levantamento da biodiversidade marinha no Brasil vêm crescendo na medida em que diferentes grupos de pesquisa vão sendo nucleados no

país, diagnosticados predominantemente como reduzidos, nulos ou insuficientes há menos de 20 anos, dependendo do grupo taxonômico (Lewinsohn & Prado, 2006). Desde as sistematizações e avaliações mais recentes (MMA, 2002; Amaral & Jablonski, 2005; Lewinsohn & Prado, 2006), o volume de informações regionalizadas aumentou com incentivos estratégicos como os Programas Biota Fapesp e Sisbiota Brasil (CNPq e agências estaduais de fomento).

Os vetores de mudanças apresentados nas seções anteriores atuam com maior ou menor intensidade nos biomas brasileiros e seus impactos sobre a biodiversidade surgem como uma resposta às interferências causadas nos ecossistemas. Por exemplo, grande parte da flora e da fauna brasileiras encontra-se ameaçada por vetores associados ao uso da terra, especialmente aqueles ligados à expansão da fronteira agrícola, à agricultura intensiva e às práticas de manejo agrícola (aplicação de pesticidas e uso do fogo), além da expansão urbana e de obras de infraestrutura (construção de estradas, reservatórios) que são as principais responsáveis pela perda de habitat (ICMBio, 2016; Martinelli & Moraes, 2013).

Nos ecossistemas aquáticos, ao considerarmos tanto os ambientes continentais quanto o bioma costeiro e marinho, o extrativismo, a superexploração, a urbanização e a poluição constituem os principais vetores que comprometem a sobrevivência da fauna e da flora. Os peixes e os invertebrados de água doce são os grupos nos quais mais de 50% do total de espécies estão ameaçadas (IBGE, 2004). Cabe destacar a relevância dessas espécies como objetivo de pesca para a subsistência de famílias que vivem em diferentes regiões do Brasil (Quadro 3.7). É importante salientar que, ao colocar em risco a sobrevivência das espécies da nossa fauna e flora, a pressão antropogênica exercida sobre os ecossistemas brasileiros – observada sobretudo devido ao desenvolvimento alcançado pelo país nas últimas décadas – compromete a manutenção dos serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar humano (Quadro 3.8).

O esforço de avaliação da fauna e da flora brasileiras ganhou força a partir do início do século 20. A divulgação da primeira lista oficial de espécies ameaçadas no país data do ano de 1968, época em que as pressões sobre a biodiversidade davam-se principalmente pela caça. Desde então, o processo de elaboração das listas de espécies ameaçadas foi aperfeiçoado, incorporando os critérios da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, da sigla em inglês) (Quadro 3.9).

QUADRO 3.7

Ameaças às espécies da fauna e o comprometimento de serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar humano e à segurança alimentar: o caso do tambaqui

A carne de peixe é a principal fonte de proteína consumida por ribeirinhos e em grandes cidades da Amazônia, ultrapassando 800 g per capita/dia. Entre as muitas ameaças à fauna aquática da região, o barramento de rios para construção de reservatórios (Fearnside, 2015) e a sobrepesca ainda são as principais fontes de impacto sobre grande parte das espécies nativas de peixes. Devido à essa pressão, as populações de tambaqui (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) vêm diminuindo progressivamente na região central da Bacia Amazônica, em virtude do avanço da pesca sobre pré-adultos e jovens. O recrutamento das populações de tambaqui está sendo amplamente prejudicado, uma vez que a ausência de uma legislação capaz de evitar a pesca dos indivíduos em estágios de crescimento menos avançados e que têm grande potencial de fecundidade (Mounic-Silva, 2012) compromete a sobrevivência da espécie e a segurança alimentar das comunidades locais..

QUADRO 3.8

Ameaças às espécies da flora e o comprometimento de serviços ecossistêmicos essenciais ao bem-estar humano: o caso do capim dourado

O capim dourado (*Syngonanthus nitens* Ruhland) é utilizado por comunidades locais em diferentes regiões do Cerrado como matéria-prima para artesanato e constitui importante fonte de renda e comércio nessas localidades. Entretanto, esse recurso pode estar comprometido devido às ameaças recorrentes ao seu cultivo, como as queimadas frequentes e a drenagem do solo em campos úmidos e veredas. O capim dourado é uma espécie adaptada a solos pobres em nutrientes e ricos em alumínio (Schmidt et al. 2011; Lima et al. 2012). Consequentemente, mudanças drásticas nestas condições ambientais podem alterar a dinâmica populacional da espécie, além de traços do conhecimento tradicional e da cadeia produtiva local (afetando o valor financeiro das atividades exercidas com o capim dourado).

QUADRO 3.9

Para classificar as espécies conforme os níveis de ameaça, segundo os critérios da IUCN (International Union for Conservation of Nature), consideram-se aspectos de sua biologia e distribuição como:

- A I) Rápida redução populacional associada ao tempo de geração dos indivíduos.
- II) Ocorrência, área de ocupação e dinâmica das populações.
- III) População com poucos indivíduos e em declínio.
- IV) População com número de indivíduos muito reduzidos ou com elevada restrição geográfica.
- V) Probabilidade de extinção na natureza.

Após a análise de todos os critérios e consulta a especialistas, as espécies são classificadas como:

- **Extinta (EX):** Quando não há dúvidas de que o último indivíduo de um táxon morreu.
- **Extinta na Natureza (EW):** Quando se sabe que um táxon existe somente em cultivo, cativeiro ou em populações inseridas na natureza, em áreas totalmente distintas da sua área de ocorrência original.
- **Quase Ameaçadas (NT):** Não são consideradas ameaçadas no momento, mas provavelmente serão em um futuro próximo.
- **Dados Insuficientes (DD):** As informações disponíveis não são suficientes para a avaliação do seu risco de extinção.
- **Ameaçada:** São três os níveis de ameaça
- **Criticamente em Perigo (CR)** – Quando um táxon corre risco extremamente alto de extinção na natureza em futuro imediato.
- **Em Perigo (EN)** – Quando um táxon corre risco muito alto de extinção na natureza em futuro próximo.
- **Vulnerável (VU)** – O táxon não está classificado como CR ou EN, porém tem alto risco de extinção na natureza em médio a longo prazo.

Em 2014 foi publicada a quarta lista oficial de espécies da fauna ameaçada do Brasil (ICMBio, 2016; Lewinsohn & Prado, 2006; Machado *et al.*, 2008). Um dos principais resultados foi a avaliação de 100% dos vertebrados dos grupos de anfíbios, aves, répteis e mamíferos e o aumento significativo do número de espécies analisadas em listas nacionais, sob o ponto de vista da conservação (Figura 3.34) culminando em um panorama capaz de embasar um diagnóstico mais acurado sobre a biodiversidade (ICMBio, 2016; Mittermeier *et al.*, 2005; IBGE, 2004; Machado *et al.*, 2008; Pinheiro & Boos, 2016; IBGE, 2007, 2009, 2010a,b). A riqueza da fauna de vertebrados que ocorrem no país pode ser considerada bem conhecida, entretanto o grupo dos invertebrados ainda é pouco estudado (Quadro 3.10).

QUADRO 3.10

Estado atual do conhecimento da fauna brasileira

Os biomas brasileiros apresentam elevada riqueza de espécies animais. Dois deles possuem elevado grau de endemismo: Cerrado e Mata Atlântica. Contudo, alguns biomas ainda têm a sua biodiversidade subestimada, como é o caso do Pampa e da Caatinga. Dentre todos os grupos animais conhecidos, os dados mais consistentes são observados para os vertebrados. Atualmente, 874 vertebrados fazem parte da lista vermelha de espécies ameaçadas. A tabela abaixo mostra o número de espécies que ocorre em cada bioma.

	Amazônia	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica	Pampa	Pantanal	Marinho
Peixes	2500	240	1000*	350	150	263	1445*
Anfíbios	427	49*	113	475	-	41	-
Répteis	371	107*	184	306	110*°	113	5
Aves	1300	510	837	936	476	463	111
Mamíferos	425	143	191	263	102	132	50
Total**	5023	1049	2325	2330	838	1012	1611

FONTE: Alvarez & Mota 2010; ICMBio 2016

*De acordo com Lewinsohn et al. 2006

** As espécies podem se sobrepor em mais de um bioma. Portanto, a soma do total não representa o número total de espécies de vertebrados existentes no Brasil.

- Número de espécies desconhecido ou inexistente, como no caso dos anfíbios no ambiente marinho.

° Dados referentes aos répteis do Rio Grande do Sul, sem considerar o Pampa isoladamente, pois esses dados não estão disponíveis.

O conhecimento em relação aos invertebrados é controverso e pode ser considerado incompleto quando comparado aos vertebrados, levando a inconsistências nos dados de riqueza, endemismo, número de espécies ameaçadas e distribuição dentro dos biomas. Isto pode ser consequência de dificuldades ligadas à elevada diversidade de grupos de invertebrados, dimensões corpóreas de boa parte desses animais e viés de amostragem. Acredita-se que no Brasil existem aproximadamente 129.840 espécies de invertebrados (~ 100.000 só de insetos), entretanto na última lista de espécies ameaçadas apenas 3.332 foram avaliadas, sendo 229 incluídas em alguma das categorias da IUCN.

Dados oficiais das listas da fauna organizadas entre 1968-2014 apontam que ao menos 10 espécies foram extintas nesse período (Quadro 3.11) e que 1.173 espécies da fauna brasileira atualmente sofrem algum grau de ameaça (Tabela 3.2)

(ICMBio, 2016). A última lista divulgada concluiu também que 314 espécies são consideradas como 'Quase Ameaçadas' e 1.670 possuem 'Dados Insuficientes' para realizar a avaliação, reforçando a necessidade de mais estudos na área. A quantidade de espécies endêmicas em cada bioma ainda é controversa devido ao viés de amostragem. Entretanto, o número de espécies ameaçadas de extinção e conhecidamente endêmicas em alguns biomas representa quase 50% do número total das espécies indicadas na lista vermelha (ICMBio, 2016). Este é o caso da Mata Atlântica, do Cerrado, do Pampa e da Amazônia (Figura 3.35). Nos ambientes marinhos, a inexistência de registros sistemáticos espacial e temporalmente e a dificuldade de identificação dos organismos, associada à falta de especialistas ao longo do território, constituem grandes problemas para classificar as espécies ameaçadas, as quais estão altamente subestimadas.

Para a flora brasileira, o cenário é ainda mais preocupante porque o Brasil é considerado o país com a maior diversidade de espécies vegetais do mundo (aproximadamente 42 mil espécies) e com um endemismo que chega a aproximadamente 19 mil espécies (Forzza *et al.* 2012). Em 2014 (Martinelli & Moraes 2013), foi divulgada uma lista oficial exclusiva para a flora brasileira e, ao reavaliar o risco de extinção de 4.617 espécies, 2.118 (45,9%) foram classificadas como ameaçadas (Tabela 3.2) (Figura 3.34). O grupo das angiospermas foi predominante nas diferentes categorias de ameaça (94,87% das espécies ameaçadas), sendo um bom exemplo da megadiversidade do Brasil, considerando também que 56% de todas as espécies descritas são classificadas como endêmicas (Forzza *et al.* 2012; IBAMA 2002). Um fato alarmante é que os dados oficiais das listas organizadas entre 1968-2014 indicam que 11 espécies da flora brasileira foram consideradas extintas (MMA 2008) (Quadro 3.11). Além disso, muitas ainda não possuem dados suficientes para serem classificadas quanto ao grau de ameaça, como ocorre no Cerrado, onde para 26% da flora não há dados sobre distribuição geográfica ou crescimento populacional, podendo estar próxima da extinção (Martinelli *et al.* 2014). A perda de habitat e a degradação recorrente já foram apontadas como responsáveis por 87,35% das ameaças incidentes, seguidas de distúrbios humanos (4%) e fatores intrínsecos (3,6%) (Martinelli & Moraes 2013). As mudanças no uso da terra, como desmatamento e degradação, queimadas, extrativismo predatório, deriva de herbicidas e outros podem ser indicados como os principais vetores de degradação da biodiversidade vegetal (IBGE 2004).

Para algas e fungos, o número total de espécies por bioma também é expressivo, no entanto o status de conservação desses grupos ainda se mantém desconhecido. Sabe-se hoje que Amazônia, Mata Atlântica e Caatinga possuem elevada riqueza de espécies com expressiva representatividade de endemismo (Figura 3.36) (Forzza *et al.* 2012).

Tabela 3.2. Porcentagem de espécies da fauna e da flora consideradas ameaçadas de extinção no Brasil, de acordo com as categorias.

Categoria de Ameaça	Fauna	Flora
Em Perigo (EN)	38%	54%
Criticamente em Perigo (CR)	27%	22%
Vulnerável (VU)	38%	24%

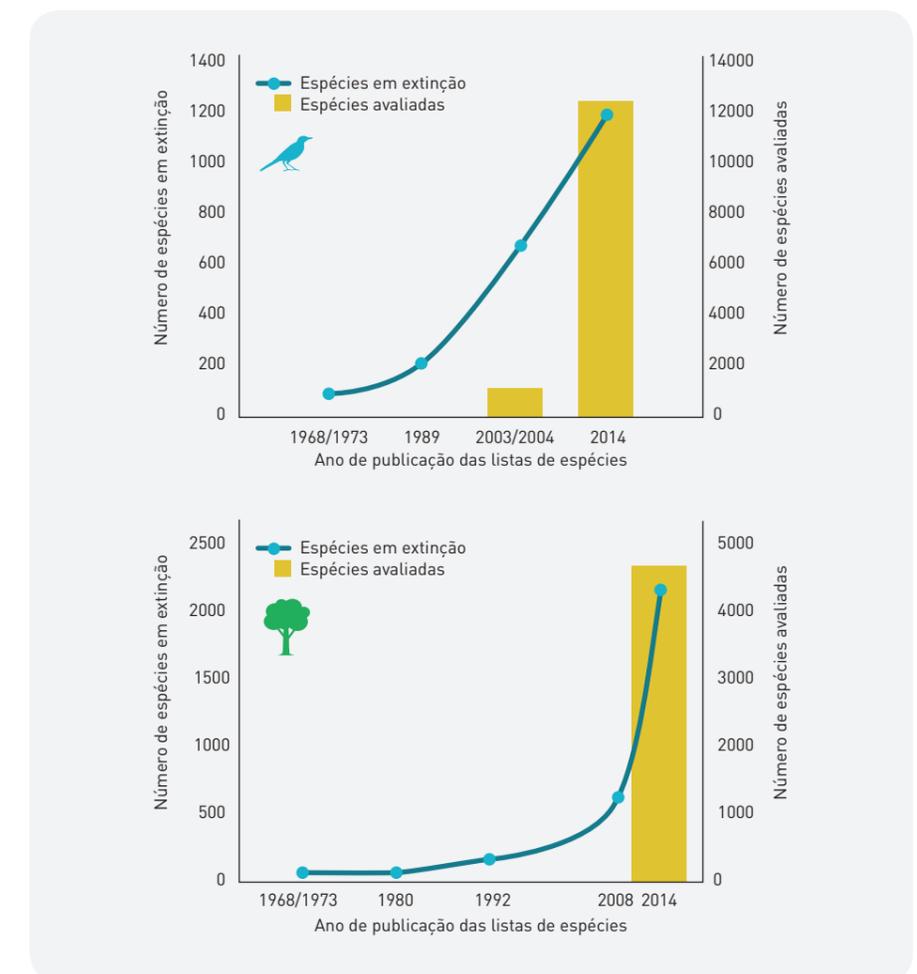


Figura 3.34. Panorama temporal das listas de espécies da flora e da fauna do Brasil ameaçadas de extinção em relação ao ano de publicação, número de espécies incluídas (linha) e avaliadas em cada lista (barras). Embora o número de espécies avaliadas da flora seja elevado, este corresponde apenas aproximadamente a 10% do total da riqueza brasileira (ICMBio 2016; Martinelli & Moraes 2013; Machado *et al.* 2008).

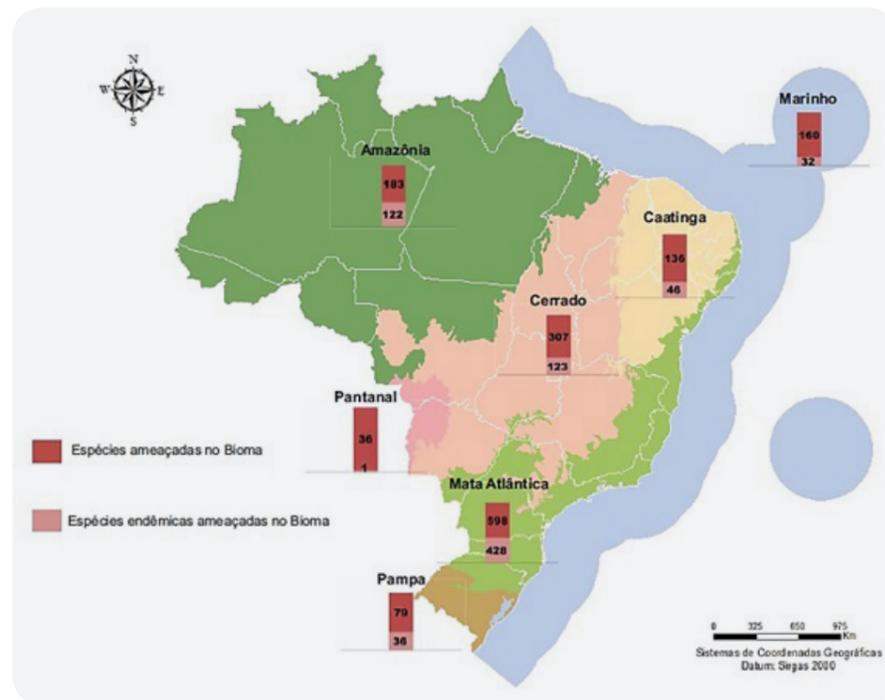


Figura 3.35. Número de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção em cada bioma e número de espécies endêmicas ameaçadas [66% das espécies ameaçadas na Amazônia são endêmicas; 33% na Caatinga, 40% no Cerrado; 71% na Mata Atlântica; 45% no Pampa; 3% no Pantanal e 20% das espécies ameaçadas no Bioma Marinho também são endêmicas]. O número total de espécies ameaçadas por bioma extrapola as 1.173 espécies consideradas ameaçadas devido à sobreposição daquelas espécies que não são endêmicas e por isso ocorrem em mais de um bioma (ICMBio 2016)



Figura 3.36. Contribuição relativa do número de espécies de fungos e algas em cada bioma continental brasileiro (A) e porcentagem de espécies endêmicas (B). Dados obtidos de Forzza *et al.*, 2012.

QUADRO 3.11

Espécies da fauna (A) e da flora (B) consideradas extintas de acordo com dados oficiais das listas organizadas entre 1968-2014

A) Dez espécies da fauna brasileira foram consideradas extintas segundo última avaliação de espécies ameaçadas, sendo as aves o grupo mais afetado pelas extinções (6 espécies), seguido os peixes (2 espécies), anfíbios e mamíferos (1 espécie cada).

Mamífero

Noronhomys vespuccii Carleton & Olson, 1999 – Ordem Rodentia

Aves

Cichlocolaptes mazarbarnetti Barnett & Buz-zetti, 2014 – gritador-do-nordeste*

Philydor novaesi Teixeira & Gonzaga, 1983 – lima-folha-do-nordeste*

Glaucidium mooreorum Silva, Coelho & Gonzaga, 2002 – carburé-de-Pernambuco*

Numenius borealis (Forster, 1772) – maçarico-esquimó*

Anodooorhynchus glaucus (Vieillot, 1816) – arara-azul-pequena*

Sturnella defilippii (Bonaparte, 1850) – peito-grande-vermelho*

Anfíbio

Phrynomedusa fimbriata Miranda-Ribeiro, 1923

Peixes

Carcharhinus isodon (Müller & Henle, 1839) – tubarão

Schroederichthys bivius (Müller & Hente, 1838) – tubarão

B) Onze espécies da flora brasileira foram consideradas extintas na última avaliação sobre a flora brasileira ameaçada. A Mata Atlântica é o bioma com o maior número de espécies extintas (10 espécies), seguido do Cerrado (1 espécie).

Mata Atlântica

Família Acanthaceae:

Ruellia chamaedryis (nees) Angely

Família Aspleniaceae: *Asplenium beckeri* Brade

Família Bromeliaceae:

Neoregelia binotti (Antoine) L.B.Sm.

Nidularium utriculosum Ule

Cryptanthus fosterianus L.B.Sm.

Família Isoetaceae: *Isoetes bradei* Herter

Família Rubiaceae: *Hindsia violacea* Benth.

Família Solanaceae: *Solanum spissifolium* Sendt.

Família Symplocaceae:

Symplocos altissima Brand

Symplocos neglecta Brand

Cerrado

Família Eriocaulaceae:

Actinocephalus cipoensis

(Silveira) Sano

*nome popular

Os impactos das pressões predatórias podem ser ainda maiores, especialmente na supressão de espécies endêmicas em alguns biomas. Por exemplo, Cerrado e Mata Atlântica estão entre os 34 *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers *et al.* 2000), com endemismos da flora próximos a 35% e 47%, respectivamente (Figura 3.37). Além disso, tais biomas apresentam elevada porcentagem de redução da cobertura vegetal original, agravada pela forte pressão de degradação que permanece sobre os remanescentes. Essa tendência de diminuição das formações naturais incorre na perda de muitos serviços ecossistêmicos, como proteção do solo e água, regulação do clima e outros, com impactos em diferentes escalas. Muitas espécies podem estar sendo extintas antes mesmo de serem catalogadas. Em escalas locais, vê-se o desaparecimento de espécies nativas de importância medicinal e alimentícia para pequenas populações; no âmbito global, a perda do potencial intrínseco para a agropecuária (polinização de culturas agrícolas, abrigo de inimigos naturais de pragas etc.), a indústria (cosmética, farmacêutica e alimentícia) e o desenvolvimento de biotecnologia.

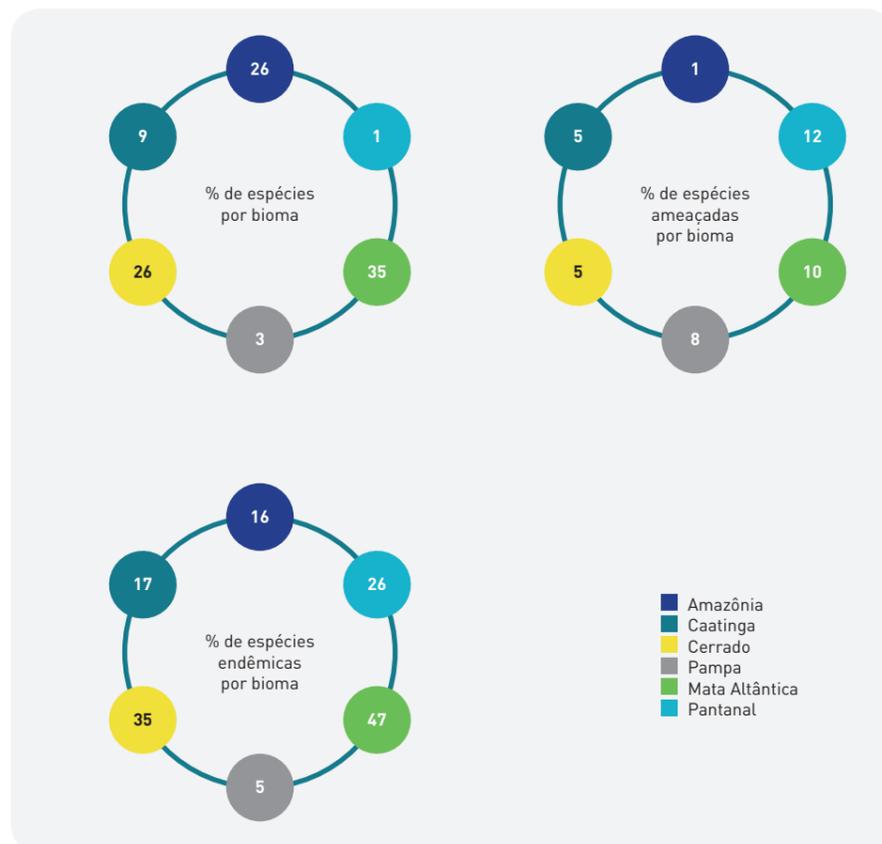


Figura 3.37. Contribuição relativa do número de espécies da flora em relação aos biomas brasileiros, espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Dados obtidos de Martinelli & Moraes 2013;

Forzza *et al.* 2012. Diante do amplo cenário de ameaças à biodiversidade brasileira, foram estabelecidas iniciativas relevantes para a conservação. A partir de 2004

vários Planos de Ação Nacionais para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção ou do Patrimônio Espeleológico (PANs) foram criados como uma das estratégias para garantir a conservação de espécies no país, em todos os biomas (Figura 3.38). Os PANs são políticas públicas que identificam e orientam as ações prioritárias para combater as ameaças que colocam em risco populações de espécies e os ambientes naturais (ICMBio, IN Nº25, 2012).

Entre 2004 e 2018 foram aprovados 60 PANs abrangendo diferentes grupos taxonômicos da fauna, sendo a flora o grupo menos representado, contando apenas com os PANs das cactáceas e das sempre-vivas (Figura 3.39). Alguns PANs também foram elaborados considerando a abrigagem por território, como biomas, ou ecossistemas (ex. PAN para o Rio Paraíba do sul) e nesses casos todas as espécies ameaçadas que ocorrem nesses territórios são alvo das ações de conservação.

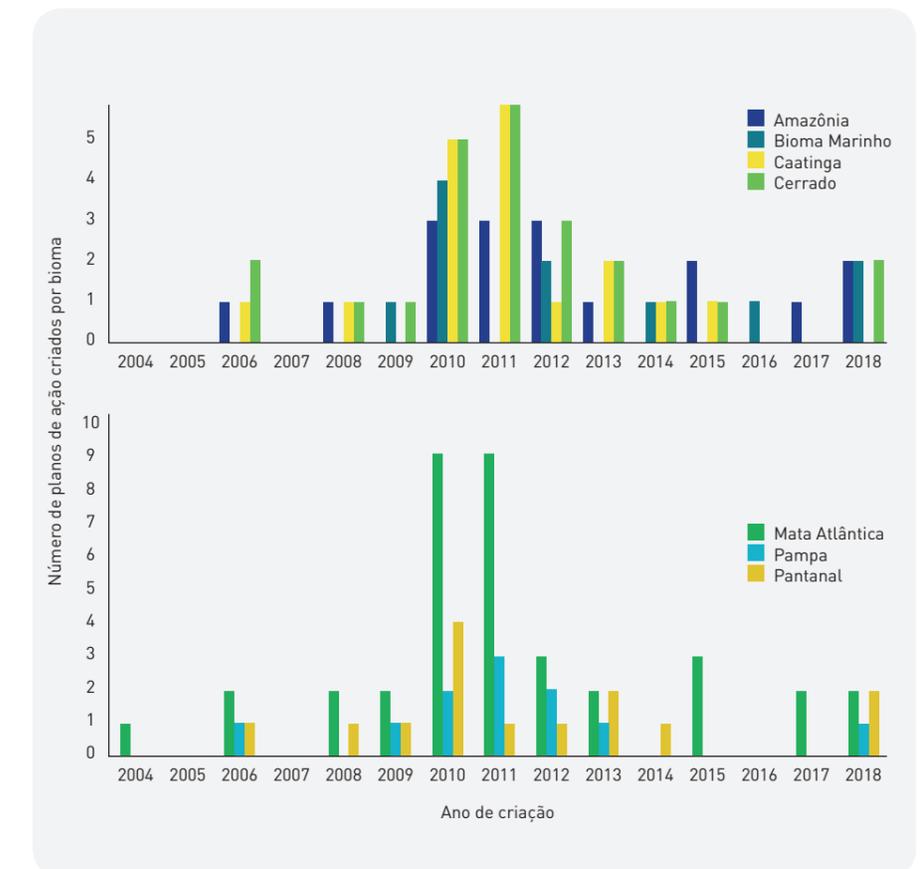


Figura 3.38. Número de Planos de Ação (para fauna e flora) criados entre os anos de 2004 e 2018 para os biomas brasileiros. Nota: cada Plano de Ação pode abranger dois ou mais biomas.

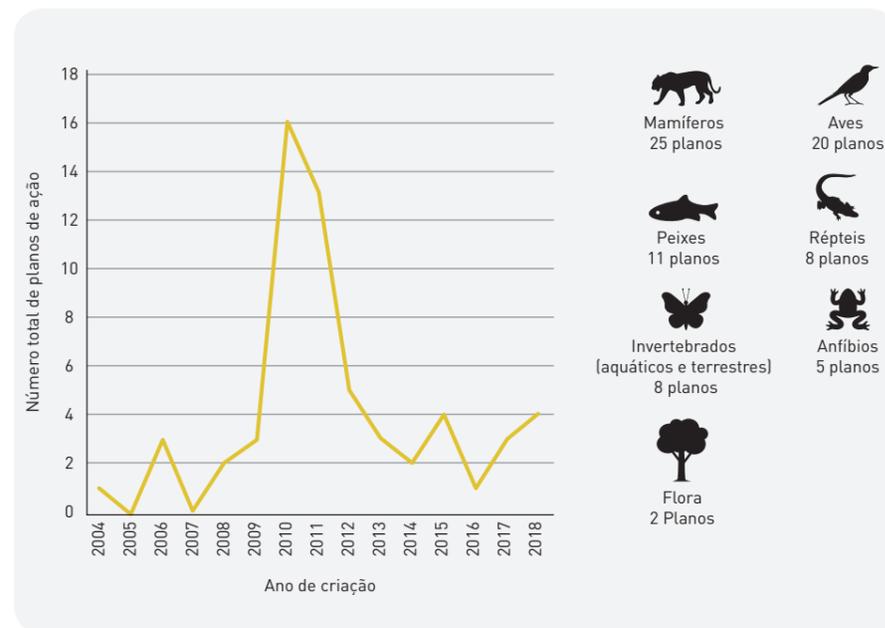


Figura 3.39. Número de Planos de Ação (PANs) criados no Brasil entre os anos de 2004 e 2018 e número de planos por grupos taxonômicos da fauna e da flora. Fonte: ICMBio.

Em 2010, o Brasil e demais países signatários da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) estabeleceram a meta de evitar, até 2020, a extinção de toda espécie classificada como ameaçada e reduzir em pelo menos 50% a perda de habitats naturais (Mittermeier *et al.*, 2010). Até o momento, o resultado mais consistente foi a retirada, da lista de espécies ameaçadas, de quatro anfíbios, 23 aves, 14 mamíferos, dois répteis, 45 invertebrados terrestres e 82 peixes e invertebrados aquáticos (ICMBio, 2014). Entretanto, a transformação de habitat e a degradação dos remanescentes causadas pelo desenvolvimento urbano, pela expansão da fronteira agrícola e pelas práticas agropecuárias ainda são as principais ameaças às espécies. Outra iniciativa importante foi a criação do Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBR), com a finalidade de consolidar uma infraestrutura nacional de dados e conteúdos referentes à biodiversidade. Com o SiBBR, o país cumpre uma recomendação da CDB, no âmbito da integração e da disponibilização de informações sobre a biodiversidade brasileira (Quadro 3.12).

O grande desafio brasileiro para os próximos anos é o alinhamento de políticas de desenvolvimento, principalmente a política agrícola brasileira, com o uso e a conservação da biodiversidade. Dessa forma, a integração entre as políticas ambientais e agrícolas é premente e fundamental para o cumprimento das metas e dos acordos firmados internacionalmente.

QUADRO 3.12

Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBR)



3.7 INICIATIVAS DE RESPOSTA

3.7.1 Unidades de Conservação

O Brasil, como detentor de uma megadiversidade, vem tendo um papel de destaque internacional por seus esforços de conservação de espécies ameaçadas e pela criação de unidades de conservação (Mittermeier *et al.*, 2005). Para se ter uma ideia, entre 2003 e 2008, o país foi o responsável por 74% de todas as áreas protegidas criadas no mundo, reforçando sua vocação para a promoção de estratégias de conservação da biodiversidade (Medeiros *et al.*, 2011).

A primeira fase de expansão de áreas protegidas brasileiras ocorreu entre 1976 e 1990 (Mittermeier *et al.*, 2005), como resposta primária às demandas de conservação *in situ* de espécies ameaçadas. Já no início dos anos 2000, o país consolidou duas ferramentas-chave para a criação e a gestão de unidades de conservação (UCs): a promulgação da Lei nº 9.985-00, criando o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e o estabelecimento do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC). Isto alavancou a criação de áreas protegidas a partir de então (Figura 3.40). Simultaneamente, houve aumento nos investimentos em recursos humanos e financeiros para o manejo das UCs e para o mapeamento

de novas áreas prioritárias para conservação, incluindo aqueles relevantes para comunidades indígenas (Quadro 3.13) e tradicionais (Rylands & Brandon, 2005; Silva, 2005; MMA, 2007a).

Com a aprovação do SNUC (Quadro 3.14) foram traçadas as estratégias de uso das UCs, priorizando não só a conservação de espécies, mas também o extrativismo sustentável feito por comunidades tradicionais (SNUC, 2011). As UCs são reconhecidas como os instrumentos mais eficazes para conservação de espécies *in situ* e preservação de serviços ecossistêmicos básicos, como qualidade do ar, conservação do solo e água, regulação do clima e outros. Um outro benefício propiciado pelas UCs é a subsequente conservação da diversidade no longo prazo para lidar com as mudanças ambientais locais e globais (Roberts *et al.*, 2017). UCs podem aliviar a pressão, aprimorar e multiplicar os processos biológicos que dão suporte à adaptação e à resiliência (Roberts *et al.*, 2017). Além disso, é inegável o papel dessas áreas como estratégias fundamentais para a preservação de comunidades locais e de seus conhecimentos tradicionais (reservas extrativistas).

Hoje o Brasil conta com 2.201 UCs de diferentes modalidades, criadas a partir de iniciativas nacionais, estaduais e municipais (Tabela 3.3). Somente as UCs federais protegem mais de 1.713.973 km² do país (CNUC/MMA 2018). Observando a distribuição das unidades, nota-se que o Pantanal e o Pampa possuem o menor número delas. A Mata Atlântica tem muitas UCs, contudo sua porcentagem de área protegida (10,3%) é menor que a da Amazônia (28,5%) (CNUC/MMA 2018). É importante ressaltar a contribuição das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) para a proteção da Mata Atlântica, que concentra cerca de 500 reservas dessa categoria (Tabela 3.3). A meta estabelecida indica que até 2020 o bioma Amazônico tenha 30% de sua área natural remanescente conservada por meio de unidades de conservação (para os outros biomas a meta é de 10%). Os esforços para a conservação da Zona Costeira avançaram em 2018, superando os 10% previstos pela Meta de Aichi. Atualmente, são 63 UCs marinhas, o que representa 26,4% do bioma marinho (CNUC/MMA 2018). Em relação aos ambientes aquáticos interiores, o Brasil é signatário da Convenção de Ramsar (1971), uma das principais iniciativas internacionais para conservação de Áreas Úmidas e seus serviços. Os sítios Ramsar no país estão incluídos em diferentes modalidades de UCs (Figura 3.41).

QUADRO 3.13

Terras Indígenas

Atualmente são 703 terras indígenas no Brasil que ocupam 13,6% da extensão total do país. A maior parte das áreas está inserida dentro dos domínios da Amazônia legal (98,4%). Essas terras contribuem para a preservação de saberes indígenas e da vida silvestre e grande parte está inserida dentro dos domínios de UCs.

Situação jurídica	Número de terras	Total (%)
Identificadas	37	5,26
Em identificação	115	16,36
Declaradas	71	10,1
Reservadas	480	68,28
Total	703	100

Identificadas: Terras com estudos aprovados pela Funai e que aguardam decisão acerca da expedição de Portaria Declaratória da posse tradicional indígena;

Em identificação: Fase de estudos fundiários, antropológicos, cartográficos e ambientais que fundamentam a identificação e a delimitação da terra indígena;

Declaradas: Obtiveram a expedição da Portaria Declaratória pelo Ministro da Justiça e estão autorizadas para serem demarcadas fisicamente;

Reservadas: Terras que estão regularizadas e já foram registradas em cartório em nome da União e na Secretaria do Patrimônio da União.

(Funai 2017)

QUADRO 3.14

Modalidades de unidades de conservação

Proteção integral: preservam a natureza admitindo-se o uso indireto dos seus recursos naturais (exceto casos previstos na lei)

Estação ecológica
Monumento natural
Parque nacional
Refúgio da vida silvestre
Reserva biológica
Área de proteção ambiental

Uso sustentável: compatibilizam a conservação da natureza com o uso sustentável de parte dos seus recursos naturais.

Área de relevante interesse ecológico
Reserva extrativista
Floresta nacional
Reserva de fauna
Reserva de desenvolvimento sustentável
Reserva particular do patrimônio natural

Sítios Ramsar



Figura 3.41. Sítios Ramsar no Brasil. O estabelecimento dos sítios incentiva a criação de ações necessárias à implementação dos compromissos assumidos pelo país na Convenção de Ramsar, que ocorreu na cidade de Ramsar, no Irã, em 1971. Desde então, o Brasil incluiu 23 unidades de conservação e dois Sítios Ramsar Regionais, somando 25 Sítios na Lista de Ramsar. Obtido do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/instrumentos-de-gestao/s%C3%ADios-ramsar.html>

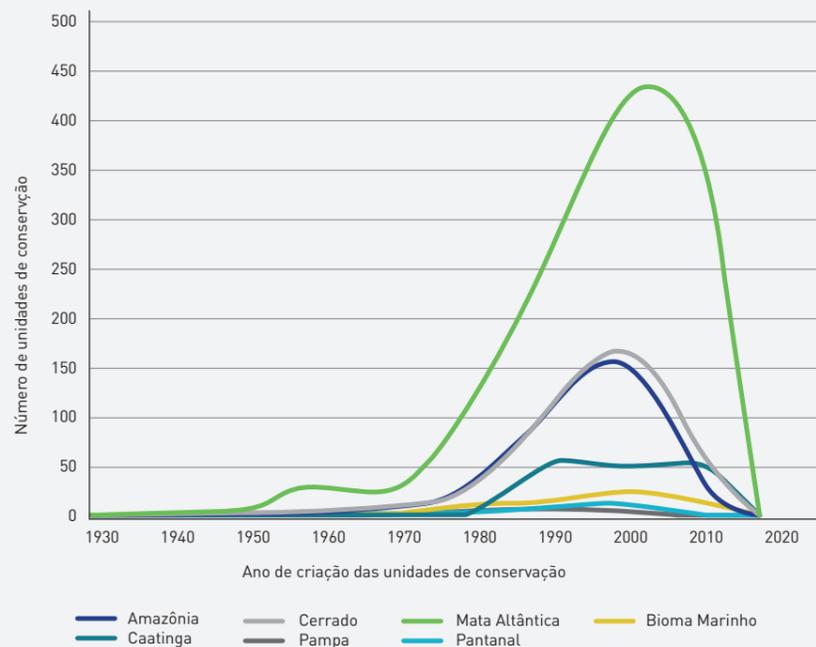


Figura 3.40. Número de unidades de conservação criadas por bioma nas últimas oito décadas. Dados obtidos do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação/CNUC do Ministério do Meio Ambiente/MMA (2018). Acesso em Jun/2018.

De forma geral, a sociedade não percebe a dimensão dos benefícios gerados pelas UCs e, de maneira equivocada, as pessoas imaginam estas áreas como intocáveis (Medeiros *et al.*, 2011). Entretanto, alguns exemplos e indicadores diretos e indiretos são argumentos contrários a esse tipo de pensamento, que muitas vezes pode desestimular a criação de novas UCs (Figura 3.42). Por exemplo, o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (Cerrado) exerce elevada influência no desenvolvimento local, por meio da utilização de bens e serviços disponibilizados pelo parque ao ecoturismo (Domiciano, 2014). Ao vivenciar a diversidade biológica e usufruir da contemplação e da recreação que os parques oferecem, o indivíduo sente-se diretamente beneficiado por esses serviços da natureza e corresponsável pela manutenção de sua integridade. Nesse sentido, a criação de UCs justifica-se tanto para fins de conservação de biodiversidade quanto para o desenvolvimento econômico da região em que está localizada, uma vez que o turismo bem praticado pode movimentar a economia local.

Na Amazônia, UCs como as Florestas Nacionais e as Reservas Extrativistas estão diretamente relacionadas com o desenvolvimento social e a geração de renda para as comunidades locais. O maior exemplo é a extração de produtos madeiros e não madeiros nas UCs de uso sustentável, como a borracha (*Hevea brasiliensis* L.) e a castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl.). Essa

dependência das UCs para a sobrevivência contribui para que as próprias comunidades realizem o manejo sustentável e fiscalizem práticas ilegais de extração e degradação da biodiversidade nessas áreas, conferindo às unidades, além do viés ecológico, um expressivo papel social (Medeiros *et al.*, 2011).

As unidades de conservação têm outras funções adicionais que estão sendo cada vez mais estudados e compreendidos. UCs marinhas de proteção integral (ou áreas de exclusão de pesca em UCs de uso sustentável) têm sido utilizadas como áreas de produção de pescado. Diferentemente da produção de proteína animal em terra, incluindo a aquicultura, na pesca o pescador não investe na produção do pescado. Esse recurso deriva dos serviços ecossistêmicos prestados pelo ambiente marinho. Uma forma de internalizar esse custo ambiental é por meio da criação de áreas de exclusão de pesca ou de produção de pescado que auxiliam na reposição dos estoques em áreas adjacentes (MMA, 2007b).

Em complementação às UCs, emerge o entendimento sobre o papel das chamadas “Outras Medidas Efetivas de Conservação Baseada em Área” (*Other Effective Area-Based Conservation Measures – OECMs*), que compreendem espaços não formalmente reconhecidos como áreas marinhas protegidas, mas cujo manejo permite uma efetiva e continuada conservação da biodiversidade (IUCN/WCPA, 2018). Dentre essas áreas destacam-se territórios pesqueiros, áreas de uso tradicional, naufrágios, áreas militares e zonas de exclusão de pesca criadas por regulamentação específica ou em função de outras atividades privadas, como plataformas de petróleo, parques eólicos e cabos submarinos (IUCN/WCPA, 2018).

Além da conservação da biodiversidade em UCs, não podemos esquecer do papel que os fragmentos naturais privados exercem na conservação da biodiversidade remanescente, muitas vezes mais efetivos até do que algumas áreas protegidas (Beca *et al.*, 2017; Farah *et al.*, 2017). Esses fragmentos foram historicamente negligenciados pela academia e pelas políticas públicas, estando hoje fortemente isolados, reduzidos e geralmente muito degradados na paisagem local, embora constituam um conjunto importante para a conservação da biodiversidade regional (Vidal *et al.*, 2016).

Apesar de sua relevância, ainda são poucos os instrumentos legais efetivos de proteção desses fragmentos naturais presentes na propriedade privada. O mais atual e abrangente é a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651, de maio de 2012) também chamada popularmente de “Novo Código Florestal” (Brancalion *et al.*, 2016a). Na definição da Reserva Legal (fragmento fora da região ciliar) estipulada pela lei, é permitida a exploração econômica, com algumas restrições, mas ainda não temos dados científicos que demonstrem o quanto essa exploração poderia influenciar na conservação da biodiversidade. Portanto, devemos incentivar um novo olhar da política nacional de conservação da biodiversidade que

vá além daquele fundamentado somente na criação de UCs. Os cientistas devem investigar formas por meio das quais boas políticas de conservação e manejo poderiam garantir e potencializar o papel já exercido por esses fragmentos.



Figura 3.42. Serviços ecossistêmicos e benefícios da natureza para o bem-estar humano relacionados à criação e à manutenção de unidades de conservação.

Embora estratégias de conservação *in situ* sejam mais bem estabelecidas e consolidadas no Brasil, desde a Convenção da Diversidade Biológica, é latente a preocupação com a perda de recursos genéticos, especialmente de espécies de interesse econômico e agrícola (MMA, 1998a b, 2000). Assim, foram estabelecidos caminhos para que a diversidade biológica pudesse ser conservada *ex situ* (Quadro 3.15), ou seja, fora de ecossistemas e populações naturais (José, 2010; CNFlora, 2016). Além de conservar a variabilidade genética, a premissa da estratégia de conservação *ex situ* é interferir na segurança alimentar, garantir recursos de valor social e cultural, assim como recuperar populações extintas ou em risco de extinção para a sua reintrodução na natureza (Simon, 2010; ICM-Bio, 2008). Um bom exemplo é o cágado-do-Paraíba (*Mesoclemmys hoguei*) (Mertens, 1967), que é considerado um dos quelônios mais ameaçados do mundo. Ademais da criação de uma UC voltada prioritariamente para a sua preservação (Reserva Ninho da Tartaruga), os cientistas recomendam a elaboração de programas de conservação *ex situ* para recuperação das populações e reintrodução no ambiente natural (Vogt *et al.*, 2015b). Medidas políticas, como a nova lei sobre a biodiversidade que estabelece regras para o acesso ao patrimônio genético (Lei 13.123-2015), foram lançadas para acompanhar essa tendência da conservação *ex situ* (MMA, 2015b).

QUADRO 3.15

Iniciativas de conservação *ex situ* como estratégias para a conservação da biodiversidade

A conservação *ex situ* como fonte de recursos alimentares

A Rede Brasileira de Centros de Recursos Biológicos apresenta mais 200 mil acessos a recursos genéticos relacionados à produção de bens e à segurança alimentar, abrangendo grupos de plantas (e.g. cana de açúcar e pupunha), vertebrados (búfalo do tipo baio-do-Pará) e micro-organismos.

Zoológicos e jardins botânicos do Brasil

Mais de 60% de todos os zoológicos do Brasil estão localizados na região Sudeste, os quais abrigam espécies ameaçadas da fauna brasileira e auxiliam na recuperação de populações ameaçadas. Já em relação à flora brasileira, o Jardim Botânico do Rio de Janeiro (criado em 1808) possui em sua coleção mais de 600 mil itens de abrangência nacional, além de um centro de pesquisa que mantém *in vivo* espécies vegetais nativas (JBRJ 2017; SIBBr 2017).

Catálogos da biodiversidade: as grandes coleções do país

O Museu Nacional do Rio de Janeiro (UFRJ) foi criado em 1818 e todo o seu acervo (entre primatas, répteis, anfíbios, aves e invertebrados) é ferramenta de estudos para o conhecimento da biodiversidade. Da mesma maneira

QUADRO 3.15 (continuação)

funciona o Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, que é considerado o maior acervo zoológico da América Latina e tem, em seus mais de 10 milhões de exemplares, testemunhos únicos de espécies extintas. No bioma Amazônia, o Museu Paraense Emílio Goeldi, criado em 1886, abriga mais de 4,5 milhões de itens, em sua maioria da região amazônica (SIBBr 2017; MPEG 2017). O Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas (Inpa) é mundialmente reconhecido por sua coleção com mais de 200 mil espécies de plantas, mais de 30 mil espécies animais e um grande repositório de micro-organismos (SIBBr 2017; Inpa 2017). Chegando à região Sul do Brasil, destaca-se a coleção entomológica Padre Jesus Santiago Moure (DZUP - UFPR), cujo acervo tem mais de 7 milhões de exemplares.

A biodiversidade brasileira pelo mundo

Nos últimos três séculos nosso país foi visitado por naturalistas e pesquisadores de todo o mundo e que nos ajudaram a conhecer melhor nossas espécies. Dentre as instituições que possuem espécies brasileiras depositadas em suas coleções, destacam-se: Missouri Botanical Garden (Estados Unidos), The New York Botanical Garden (Estados Unidos), Smithsonian Institution Museum of Natural History (Estados Unidos), Kew Royal Botanic Garden (Inglaterra), Muséum National d'Histoire Naturelle (França), Naturhistorisches Museum Wien (Áustria) e Naturhistoriska Riksmuseet (Suécia)

Tabela 3.3. Número total de unidades de conservação em relação à modalidade e ao bioma, contemplando as três esferas governamentais. Ao todo são 2.201 UCs ao longo de todo o território nacional. A modalidade Reserva de Fauna é o único tipo de unidade presente no SNUC que ainda não possui nenhuma área criada. NA = não se aplica (CNUC/MMA 2018). Acesso em Jun/2018.

Categoria UC	Amazônia	Caatinga	Pampa	Cerrado	Mata Atlântica	Pantanal	Marinho
Área de Proteção ambiental	33	31	2	59	185	0	16
Área de Relevante Interesse Ecológico	6	4	0	15	20	0	4
Estação Ecológica	18	6	1	22	46	1	4
Floresta	60	6	1	8	31	0	NA
Monumento Natural	0	7	0	18	22	0	3
Parque	49	19	4	77	259	3	14
Refúgio da Vida Silvestre	4	5	1	4	44	0	4
Reserva Biológica	15	1	3	8	35	0	2
Reserva Extrativista	69	0	0	8	2	0	15
Reserva de Desenvolvimento Sustentável	23	0	0	1	14	0	1
Reserva Particular do Patrimônio Natural	55	80	7	162	567	17	0
Total	332	159	19	382	1225	21	63

3.7.2 Uso sustentável

3.7.2.1 Políticas públicas, iniciativas e perspectivas do uso sustentável

Apesar das pressões advindas da dinâmica do uso e da cobertura da terra e do processo de degradação dos serviços ecossistêmicos (Lapola *et al.*, 2014; Ferreira *et al.*, 2014), o Brasil tem se destacado em medidas, políticas e legislação ambientais visando ao uso sustentável desses serviços. As políticas atuam em diferentes frentes, desde a lógica territorial até a regulamentação do uso de recursos (água, minerais e alimento) e de resíduos (poluentes e resíduos sólidos). Aquelas relacionadas à normatização da geração de resíduos, que de forma aguda ou crônica podem afetar a biodiversidade diretamente, não serão aprofundadas aqui. Entretanto, correspondem a uma gama enorme de atos regulamentares (resoluções, instruções normativas) elaborados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) e seus equivalentes estaduais. Destaca-se a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal 12.305/2010), que objetiva orientar ações com base em princípios estruturantes – como logística reversa e responsabilização – para reduzir os impactos derivados da crescente geração de lixo no planeta, incluindo o emergente tema do lixo nos mares. O processo de avaliação de impacto ambiental (AIA) também merece ser mencionado. Instituída pela Política Nacional do Meio Ambiente e regulamentada posteriormente por resoluções do Conama e outros instrumentos jurídicos, a AIA tem sido avaliada de forma muito negativa no Brasil, tanto pelos aspectos técnicos quanto políticos (Carmo, 2016), e vem sendo ameaçada de fragilização por uma proposta de revisão em discussão no Congresso. Apesar de ser orientada para empreendimentos individualizados, a AIA tem buscado incorporar de forma ainda experimental a análise cumulativa e sinérgica. Além disso, o processo de AIA consiste hoje em um dos poucos espaços/momentos para se dialogar sobre a questão ambiental e negociar ações para garantir sua qualidade (Carmo, 2016). A seguir, serão apresentados exemplos de políticas territoriais e de regulamentação de uso de recursos relevantes para a conservação da biodiversidade.

No que se refere à conservação de áreas de vegetação natural, pode-se destacar o Código Florestal (Lei nº 12.651 de 2012), que estabelece a preservação de áreas permanentes, como as matas ciliares, e uma área de reserva legal nas propriedades rurais. Contudo, ambientes peculiares como aquelas áreas que sofrem grandes pulsos de inundação na Amazônia e no Pantanal, ainda necessitam de dispositivos legais específicos.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC – Lei nº 9.985 de 2000) estipulou um conjunto de unidades de conservação (UC) federais, estaduais e municipais. Em complementação ao SNUC, políticas de planejamento territorial têm tido um papel importante na orientação dos padrões de uso e ocupação do território. O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE, Decreto Federal 4.297/2002) e

o Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro (Decreto Federal 5.300/2004), este último vinculado ao Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC, Lei Federal 7.661/1988), são ferramentas de planejamento territorial que visam conciliar atividades econômicas com a conservação da natureza, salvaguardando áreas relevantes para a manutenção dos serviços ecossistêmicos. O ZEE atua em uma escala geográfica mais ampla, sendo elaborado nos planos estadual ou regional. Deve, portanto, estar em sintonia com os Planos Diretores Municipais e as Leis de Uso e Ocupação do Solo. Entretanto, a dificuldade em discutir, pactuar e implementar as políticas de planejamento dentro da perspectiva de uma gestão integrada e participativa, tem levado a conservação a ser pautada de forma setorializada pelo SNUC. Para o ambiente marinho, está sendo discutida, no âmbito da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM), a criação de um novo instrumento para ordenar as diferentes atividades realizadas, denominado Planejamento Espacial Marinho (PEM). Essa iniciativa vem ao encontro das demandas de ordenamento espacial e conservação do bioma Marinho proposto pelo Projeto de Lei 6.969/2013 que objetiva instituir a Política Nacional para a Conservação e o Uso Sustentável do Bioma Marinho Brasileiro (PNCMar), batizada de Lei do Mar.

Considerando uma visão setorial sobre a conservação da biodiversidade, o processo de elaboração de Áreas Prioritárias para Conservação é tido como um marco. Iniciada em 1998, a proposta original foi atualizada com a publicação do documento “Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira”, em 2007. A discussão desse tema foi amadurecida e levou à instituição do Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP, Decreto Federal 5.758/2006), que reúne princípios, diretrizes, objetivos e estratégias para o estabelecimento de um sistema efetivamente manejado, abrangente e ecologicamente representativo de áreas protegidas, e com integração mais ampla entre as áreas terrestres e marinhas, tendo como meta o ano de 2015. Atualmente as áreas prioritárias para conservação estão sendo reavaliadas com base em novos dados e outras ferramentas. As ações de conservação marinha ganham reforço com a promulgação da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) e sua institucionalização no Brasil (Decreto Federal 2.519/2008). No âmbito da CDB, um debate que avançou e consolidou-se nas Conferências das Partes (COPs) 9 e 10, realizadas em 2008 e 2010, respectivamente, propôs a identificação de “Áreas Marinhas Ecológica ou Biologicamente Significantes” (*Ecologically or Biologically Significant Marine Areas* – EBSA). Essas áreas, que ocupariam grandes porções do oceano, serviriam para, em última instância, garantir seu adequado funcionamento e a provisão de serviços. Muitas destas áreas adentram as águas jurisdicionais, incluindo as brasileiras. E como nesse caso elas não ocupam apenas águas internacionais, auxiliam, portanto, propostas de conservação que incorporam os processos ecossistêmicos e que transcendem os limites políticos globais.

Algumas medidas envolvem incentivos positivos como o **ICMS Ecológico**, um mecanismo tributário que possibilita aos municípios o acesso a parcelas maiores do que aquelas a que já têm direito. Trata-se dos recursos financeiros arrecadados pelos Estados por meio do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), em razão do atendimento de determinados critérios ambientais estabelecidos em leis estaduais (Novion & Vale, 2009; Mattos & Hercowitz, 2011).

Ressalta-se também a utilização de recursos genéticos, da extração madeireira, da pesca, de fibras e de frutos de forma sustentável nos diferentes biomas brasileiros, com destaque para a Amazônia como, por exemplo, a extração e comercialização de açaí, castanha-do-Pará, babaçu, azeite de dendê e mel, seja para alimentação, cosméticos ou combustíveis, dentre outros (Becker, 2006; Gariglio *et al.*, 2010). A Embrapa tem atuado nestas questões por meio do Portfolio de Recursos Florestais Nativos. Para a pesca, inúmeros regulamentos têm sido produzidos para garantir a reposição dos estoques sem interromper as atividades. Vale destacar a diferença existente na legislação nacional quanto à exploração de recurso pesqueiro e da fauna. Recursos pesqueiros são definidos pela Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605/1998) como “espécimes dos grupos dos peixes, crustáceos, moluscos e vegetais hidróbios, suscetíveis ou não de aproveitamento econômico, ressalvadas as espécies ameaçadas de extinção, constantes nas listas oficiais da fauna e da flora, que podem ser retiradas, extraídas, coletadas, apanhadas, apreendidas ou capturadas”. Assim, as ações de manejo (ou conservação dos estoques) de peixes, crustáceos, moluscos e vegetais hidróbios (englobando algas) estão submetidas a legislação específica de recursos pesqueiros, incluindo a autorização para realizar as atividades. Fauna, por sua vez, é entendida nesta lei como “todos aqueles pertencentes às espécies nativas, migratórias e quaisquer outras, aquáticas ou terrestres, que tenham todo ou parte de seu ciclo de vida ocorrendo dentro dos limites do território brasileiro, ou águas jurisdicionais brasileiras”, exceto aqueles organismos caracterizados como recurso pesqueiro. Essa classificação enseja questionamentos, pois há peixes, crustáceos e moluscos que não são recursos pesqueiros e, portanto, deveriam ser categorizados como fauna e estar sujeitos a uma normatização diferenciada. Nesses casos, as listas de espécies ameaçadas de extinção cumprem um papel complementar, destacando “recursos pesqueiros” que demandam ações adicionais de manejo, fato que tem ocasionado conflitos entre os órgãos responsáveis pelas diferentes agendas.

Em relação aos recursos hídricos, a Lei nº 9.433, de 1997, estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos, prevendo diversos instrumentos de gestão integrada e participativa no âmbito de Comitês de Bacias Hidrográficas. Também o Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas se expande no país como uma ferramenta de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) hídricos aos produtores rurais que atuam em prol da conservação (Santos *et al.*, 2010). O Brasil

é um dos países com mais água no mundo, o que levou a uma cultura de uso não sustentável desse recurso, seja no meio urbano ou rural. A maior demanda por água está no meio rural, que representa 83% da demanda total brasileira, sendo 72% destinados para irrigação. O desperdício nesse setor é estimado em 50%, devido às perdas em sistemas inadequados ou em vazamentos nas tubulações. Desta forma, o uso sustentável da água pode ser feito por meio de uma gestão mais eficiente, evitando-se perdas nos sistemas de captação e distribuição e centrando esforços na adoção de melhores processos de irrigação, no aumento do tratamento dos esgotos sanitários e industriais, no reuso e no armazenamento da água nos meios urbano e rural, dentre outras medidas. Esses aspectos passam também por uma ampliação da percepção da sociedade em relação ao uso adequado da água, o que requer investimentos em educação ambiental.

No que diz respeito à conservação do solo, embora no passado ela não tenha sido prioridade nas agendas governamentais (Guerra *et al.*, 2014), nas últimas décadas muitos sistemas de produção agrícola – focados na conservação do solo – foram desenvolvidos e vêm sendo utilizados no Brasil, com destaque para o Sistema de Plantio Direto (SPD) e os Sistemas Integrados de Lavoura-Pecuária (ILP) e de Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) no setor do agronegócio (Machado e Silva, 2001). No caso do ILPF, foi construída uma Rede de Pesquisa e Desenvolvimento para o seu acompanhamento e disseminação, apresentando alguns números e benefícios (Figura 3.43 e Tabela 3.4). Em função das elevadas emissões de gases de efeito estufa (GEE) pela agropecuária brasileira (Figura 3.45), durante a 15ª Conferência das Partes (COP-15) das Nações Unidas sobre o Clima em 2009, o Brasil assumiu o compromisso voluntário de redução entre 36,1% e 38,9% das emissões de GEE projetadas para 2020, sendo o setor agropecuário responsável por 22,5% dessa diminuição. Para tal, foi estabelecida a Política Nacional sobre Mudanças do Clima – Lei nº 12.187, de 2009 –, que, por sua vez, previu o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas, para a consolidação de uma economia e uma agricultura de baixa emissão de carbono (Plano ABC). Esse plano contempla ações de recuperação de pastagens degradadas, aumento da área de ILPF e de plantio direto e incremento da utilização da fixação biológica do nitrogênio, das florestas plantadas, do tratamento de dejetos animais e de adaptação às mudanças climáticas⁸. Na agricultura familiar, novos sistemas integrados com base ecológica também têm sido adotados, como a agricultura orgânica, a agroecologia e os sistemas agroflorestais (Porro & Miccolis, 2011; Martinelli *et al.*, 2010), permitindo maior sustentabilidade da paisagem rural, agregação de renda ao pequeno produtor, manutenção dos serviços ecossistêmicos e maior segurança alimentar. O uso adequado do solo e da água

8. <http://www.observatoriodoclima.eco.br>

passa ainda pela utilização apropriada de fertilizantes, pela redução de pesticidas e por ações conservacionistas visando à diminuição dos processos erosivos e de assoreamentos dos corpos hídricos.

No entanto, há muitos desafios para que as políticas e as leis sejam efetivas e para que a escala de atuação de programas e projetos conservacionistas seja ampliada, contemplando as grandes extensões do Brasil e tornando realidade o uso sustentável dos recursos naturais. Os principais gargalos estão na sobreposição e desconectividade das políticas públicas voltadas à conservação; na fiscalização insuficiente do cumprimento das políticas e leis; no custo da restauração e do monitoramento dos impactos de políticas, leis, programas e projetos na geração e na manutenção dos serviços ecossistêmicos; na complexidade e diversidade socioeconômica e ambiental do país; na vontade política e na priorização de recursos para a conservação; dentre outros (Sparovek *et al.*, 2010; Grisa & Schneider, 2015). Essas políticas também devem estar direcionadas para compensar e reconhecer aqueles que atuam em prol da conservação, levando em conta também a solução de conflitos pelo uso dos recursos naturais, a agregação de renda, os aspectos culturais e o bem-estar da sociedade.

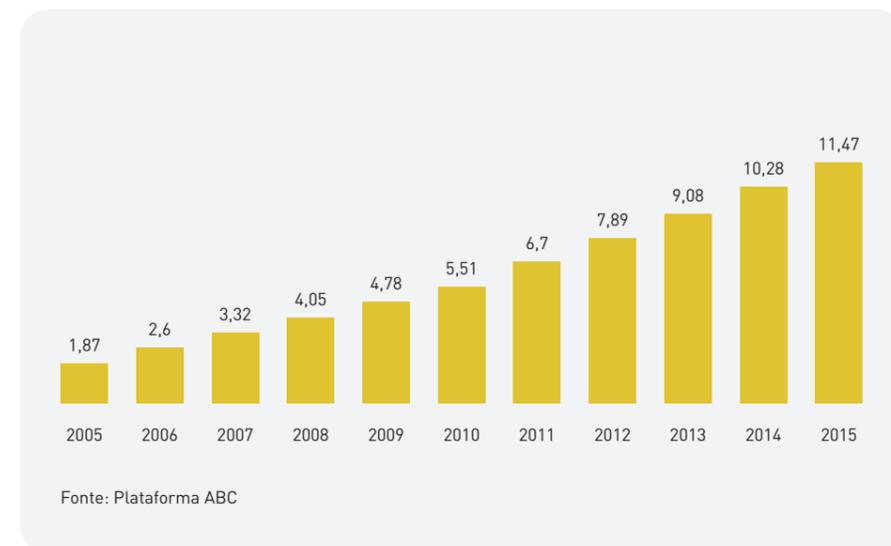


Figura 3.43. Expansão (em milhões de hectares) da Integração Lavoura-Pecuária-Floresta/ILPF no Brasil. Dados obtidos da Rede Integração Lavoura-Pecuária-Floresta/ILPF. Disponível em: www.ilpf.com.br

Tabela 3.4. Benefícios da Integração Lavoura-Pecuária-Floresta ILPF. Dados obtidos da Rede Integração Lavoura-Pecuária-Floresta/ILPF. Disponível em: www.ilpf.com.br

	Pecuaristas	Agricultores
1º	Redução do impacto ambiental	Aumento da rentabilidade por ha
2º	Recuperação de pastagens	Diminuição de risco financeiro
3º	Rotação de culturas por necessidade técnica	Rotação de culturas por necessidade técnica
4º	Aumento da rentabilidade por ha	Recuperação de pastagens
5º	Diminuição do risco financeiro	Redução do impacto ambiental

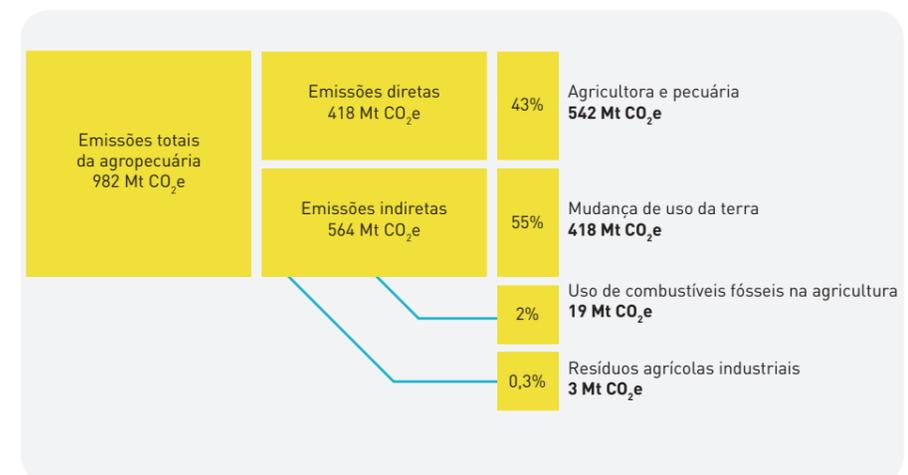


Figura 3.45. Emissões diretas e indiretas na agropecuária. Dados obtidos do Observatório do Clima. Disponível em: <http://www.observatoriodoclima.eco.br>

3.7.2.2 Iniciativas para o uso sustentável dos ambientes aquáticos

Detentor de cerca de 12% da água doce da biosfera (Tundisi & Tundisi, 2016), o Brasil não tem cuidado adequadamente desse recurso, com muitas decisões baseadas em informação de baixa qualidade técnica e científica (Agostinho *et al.*, 2005). Os ecossistemas aquáticos, além de seu importante papel no abastecimento humano, na produção de eletricidade, na navegação, no transporte e na recreação (Tundisi, 2006), comportam uma grande diversidade de organismos, muitos endêmicos (por exemplo peixes; Winemiller *et al.*, 2016) com relevantes funções ecossistêmicas (ex. ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes) e serviços (ex.: pesca) que beneficiam diferentes setores da sociedade humana (Hoeinghaus *et al.*, 2009, Castello *et al.*, 2013, Pelicice *et al.*, 2017).

As principais ameaças aos ecossistemas aquáticos de água doce – incluindo sua diversidade biológica, suas funções e seus serviços – derivam de múltiplas atividades humanas, em geral ligadas a desenvolvimento urbano, agronegócio, uso da terra e à crescente demanda por recursos naturais (Pellicice *et al.*, 2017), tanto para a produção de bens e energia como de alimentos. Essas ameaças podem ser classificadas como resultantes de atividades de alto risco ambiental (ex.: represamentos, irrigação, transposição de bacias, mineração, aquicultura, desmatamento, poluição, pesca), da manipulação do ambiente com o objetivo de mitigar ou compensar impactos (ex. controle biológico, passagens de peixes por barragens, repovoamentos) ou mesmo de alterações na legislação que fomentam essas ações e flexibilizam o uso dos recursos e do espaço (Frederico *et al.*, 2016, Pellicice *et al.*, 2017). Entretanto, as ameaças que mais influem na integridade dos ambientes aquáticos continentais, especialmente em sua diversidade biológica, podem ser sintetizadas em dois grupos: as invasões biológicas e a regulação do regime natural de vazão (Rahel, 2007; Johnson *et al.*, 2008). Estas ficam evidentes quando se observa a elevada proporção de peixes em risco de extinção ($\pm 10\%$)⁹.

Uma das formas de diminuir esses riscos é a criação de áreas protegidas. Por serem menos susceptíveis às mudanças locais ou globais, elas têm potencial para contribuir na manutenção da integridade ambiental, provendo habitats de refúgio para espécies (Pittcock *et al.*, 2008). Embora as áreas protegidas ofereçam algum abrigo à biota aquática, sobretudo em cursos de água menores, ressalta-se que são concebidas prioritariamente para a preservação da flora e da fauna terrestres (Agostinho *et al.*, 2005; Abell *et al.*, 2011), sendo que geralmente os cursos d'água de maior vazão são utilizados apenas na delimitação geográfica da unidade de conservação ficando, portanto, carentes de maior proteção. Além do risco representado pelas tendências recentes de redução no número e no tamanho das áreas protegidas (Bernard *et al.*, 2014; Frederico *et al.*, 2016; Pellicice *et al.*, 2017), a integridade dos rios que passam por elas está sob a constante ameaça de fatores como a regulação de vazão pela expansão dos aproveitamentos hidrelétricos nos trechos mais altos da bacia e a invasão oculta e silenciosa de espécies não nativas liberadas em outros trechos (Agostinho *et al.*, 2006).

A reversão das tendências de degradação da diversidade biológica e dos serviços ecossistêmicos aquáticos demanda mudanças profundas nas práticas de produção e nas políticas públicas. Estas devem ser baseadas no uso sustentável dos recursos e do espaço, considerando (i) a implementação de áreas de proteção de águas continentais (Agostinho *et al.*, 2005; Frederico *et al.*, 2016; Pellicice *et al.*, 2017); (ii) a restauração de ecossistemas de águas interiores por meio do res-

tabelecimento da conectividade, de habitats críticos e de vazões com flutuações próximas às naturais (Pellicice *et al.*, 2017); (iii) ações legislativas e de fiscalização que assegurem a preservação ou a recomposição da vegetação ripária (Nazareno *et al.*, 2012); (iv) a incorporação da dimensão ambiental no planejamento e nas ações de fomento de atividades de alto risco para os recursos hídricos, já discriminadas (Pellicice *et al.*, 2014; Lima Junior *et al.*, 2015); (v) melhorias na interface entre conhecimento científico e a tomada de decisão, especialmente junto às instâncias governamentais (Azevedo-Santos *et al.*, 2017); (vi) reavaliação das práticas de manejo e de monitoramento de ecossistemas aquáticos sob a perspectiva de conservação (Agostinho *et al.*, 2007). No que concerne ao manejo e ao monitoramento, essa relação deve ser considerada indissociável e conduzida em escala temporal e espacial adequada.

3.7.3 Iniciativas de restauração

A restauração de ecossistemas nativos tem emergido como uma estratégia promissora para mitigar e, em alguns casos, reverter efeitos da degradação ambiental no Brasil e no mundo. A restauração foi implantada para compensar a degradação ambiental desde 1981 como parte de Lei Federal (nº 6938/1981) e teve o objetivo de restaurar processos ecológicos que suportam o bem-estar humano e estão garantidos na Constituição Federal (Artigo 225 § 1º). No entanto, os programas de restauração começaram a se disseminar apenas nas últimas duas décadas, como consequência da participação ativa do Ministério Público e de Secretarias Ambientais do Estado para promover o cumprimento legal do Código Florestal de 1965 (Lei Federal nº 4471/1965) (Brancalion *et al.* 2016a; Garcia *et al.* 2016a).

Mudanças recentes no Código Florestal de 1965, que resultaram na promulgação da Lei de Proteção à Vegetação Nativa em 2012 (Lei Federal nº 12 651/2012), reduziram a área potencial a ser restaurada obrigatoriamente em 58% (Soares *et al.* 2014; Soares-Filho *et al.* 2016). Contudo, os recentes avanços na governança das demandas de restauração trazidas pelo Cadastro Ambiental Rural (CAR) e pelo Programa de Regularização Ambiental (PRA) abriram o caminho para a implementação em larga escala da restauração dos ecossistemas em propriedades rurais brasileiras, em uma área total estimada entre 21 milhões de hectares (Soares-Filho *et al.* 2014) e 24 milhões de hectares (Soares-Filho *et al.* 2016). Pela primeira vez, o governo federal estabeleceu um plano nacional para promover a recuperação da vegetação nativa (Planaveg, Scaramuzza *et al.*, 2016), promulgado em 2017, considerando uma área total de 12 milhões de hectares em conformidade com a legislação ambiental acima mencionada, o *Brazilian intended National Determined Contribution* (iNDC) do Acordo Sobre o Clima de Paris e a promessa feita ao *Bonn Challenge*. Outros compromissos de restauração prolife-

9. www.mma.gov.br

raram no país, em múltiplas escalas, como o trato feito com a Iniciativa 20x20 da América Latina para restaurar 3,28 milhões de hectares de paisagens florestais até 2020 (Meli *et al.* 2017), o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica para recuperar 15 milhões de hectares do bioma até 2050 (Calmon *et al.* 2011; Melo *et al.* 2013) e outros programas de escala local administrados por ONGs ambientais.

Apesar dos referidos avanços regulatórios e dos ambiciosos objetivos de restauração, ainda não existe um sistema de monitoramento validado para acompanhar os progressos desse esforço no Brasil. Dentre os principais desafios para esse monitoramento está a capacidade de se distinguir, por imagens de satélite, florestas naturais de florestas plantadas com espécies arbóreas exóticas, assim como aquelas plantadas com espécies nativas de florestas em regeneração natural (Chazdon *et al.*, 2016). Outra dificuldade está ligada ao mapeamento de mudanças em ecossistemas não florestais, devido à falta de uma modificação estrutural mais evidente quando não há cobertura arbórea. No entanto, recentes inventários florestais forneceram valiosas estimativas da escala de restauração no país, pelo menos para alguns ecossistemas florestais. Por exemplo, uma área total de 489.816 hectares de regeneração florestal foi identificada entre 2000-2014 pelo *Global Forest Watch*, usando imagens de resolução de 30 x 30 m e excluindo plantações de árvores comerciais. O Atlas da Mata Atlântica, desenvolvido pela Fundação SOS Mata Atlântica com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), encontrou 220 mil hectares de ganhos florestais entre 1985-2015 e o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica registrou 86,331 hectares de áreas de restauração no bioma, usando diferentes métodos de restauração. Não há estimativa disponível de áreas de restauração para ecossistemas não florestais do Brasil.

Esses números contrastantes resultam do uso de diferentes métodos para avaliar o aumento da floresta. Florestas secundárias geralmente são pequenas e dificilmente detectadas por inventários florestais que utilizam uma resolução de imagem mais grosseira. Por sua vez, as quantificações conduzidas por ONGs ainda têm a tendência de negligenciar outras formas de restauração, como regeneração natural, nucleação, sistemas agroflorestais e outros, registrando apenas os plantios totais. De fato, as transições florestais e as intervenções não planejadas têm sido o principal motor do ganho florestal em diferentes regiões do país (Baptista & Rudel 2006; Rezende *et al.* 2015; Ferraz *et al.* 2014; Lira *et al.* 2012; Silva *et al.* 2017). A intensificação sustentável das atividades agrícolas foi então defendida como uma alternativa para expandir a restauração no Brasil (Strassburg *et al.* 2014; Latawiec *et al.* 2015), mas há controvérsias sobre os benefícios desta estratégia (Quadro 3.16).

A falta de inventários sobre a restauração dos ecossistemas é, então, um importante fosso para avaliar a extensão dessa atividade como resposta à degradação

ambiental. Estimativas recentes sobre as taxas de desmatamento indicam, no entanto, que as iniciativas de restauração de ecossistemas nativos estão longe de mitigar a perda de habitat. A perda recente de florestas no país foi muito maior do que as promessas de restauração juntas. Espera-se que a situação seja ainda pior na Amazônia e no Cerrado, onde a perda de habitat é ainda mais acentuada (Nepstad *et al.* 2014; Strassburg *et al.* 2017; Zwiener *et al.* 2017). Se a extensão espacial da restauração não tiver sido monitorada adequadamente até agora, seus impactos reais sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos não podem ser avaliados de forma confiável (Quadro 3.16).

Vários estudos recentes indicaram que a restauração poderia desempenhar um papel fundamental para a salvaguarda da conservação da biodiversidade e do provisionamento de serviços ecossistêmicos no Brasil (Banks-Leite *et al.*, 2014; Brancalion *et al.*, 2013; Joly *et al.*, 2014; Strassburg *et al.*, 2016; Strassburg *et al.*, 2017), enquanto outros encontraram um incremento valioso na diversidade de árvores e aves e na biomassa florestal na escala local (Brancalion *et al.*, 2016b; Garcia *et al.*, 2016b; Silva *et al.*, 2015; Poorter *et al.*, 2016; Suganuma & Durigan, 2015). No entanto, as contribuições da restauração para recuperar outras formas vegetais diferentes de árvores permanecem limitadas (Garcia *et al.*, 2016b). Todos os estudos locais acima mencionados foram realizados na Mata Atlântica, evidenciando a necessidade de estender as avaliações do sucesso da restauração para outros ecossistemas, especialmente os não florestais, como o Cerrado e o Pampa (Overbeck *et al.*, 2015).

A restauração de ecossistemas de água doce e marinhos permanece negligenciada no Brasil, apesar dos avanços observados em outros países. Finalmente, uma lacuna crítica de conhecimento para avaliar o papel da restauração como resposta à degradação ambiental é a avaliação dos impactos nos serviços ecossistêmicos. A restauração foi promovida no Brasil com foco especial na recuperação de serviços de regulação, especialmente serviços hidrológicos (Rodrigues *et al.*, 2009; Richards *et al.*, 2015), mas as avaliações de impacto ainda não foram discutidas de maneira ampla. Existem apenas alguns estudos sobre os benefícios da restauração para o bem-estar humano no país (Brancalion *et al.*, 2014; Ceccon & Perez, 2016), um campo de pesquisa que deve ser expandido para uma melhor compreensão dos benefícios reais da restauração.

QUADRO 3.16

A prática de Land Sparing e o debate dos seus efeitos no contexto da restauração ecológica no Brasil

O Brasil tem uma enorme área que, no passado, foi ocupada por ecossistemas naturais que veem sendo convertidos para usos agrícolas com baixa produtividade (Strassburg et al. 2014). Conseqüentemente, a intensificação das atividades agrícolas, especialmente a pecuária, emergiu como uma estratégia promissora para ceder terra para a restauração do ecossistema (Latawiec et al. 2015). A premissa é a de que a produção agrícola será concentrada em áreas menores e as terras marginais serão abandonadas, permitindo a regeneração de ecossistemas nativos ou criando espaço para restauração ativa. No entanto, essa abordagem pode ser acompanhada de duas conseqüências críticas. Primeiro, os agricultores podem preferir intensificar a produção em melhores terras e continuar a produção extensiva em áreas marginais para aumentar os lucros. Desta forma, a intensificação agrícola não abre terreno para a restauração e eleva os impactos ambientais da agricultura (Merry & Soares-Filho 2017). Em segundo lugar, a prática de "Land sparing" pode apresentar alguns efeitos como conseqüência do deslocamento de atividades agrícolas de menor rentabilidade para terras mais baratas. Por exemplo, o deslocamento do rebanho de gado causado pela expansão da cana na região ocidental do Estado de São Paulo pode ter promovido a conversão de remanescentes de Cerrado em extensas pastagens em Mato Grosso do Sul ou em outros lugares. Assim, apesar do potencial das abordagens favoráveis à cessão de terra para expandir a restauração, é preciso ter cautela para evitar os prováveis impactos negativos associados a esta estratégia, bem como políticas adequadas para melhorar as chances de que as terras perdidas sejam restauradas no futuro.

3.8 LACUNAS DE DADOS E CONHECIMENTO

1. Os esforços de pesquisa sobre os impactos dos principais vetores antrópicos de mudança da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos ainda não são especialmente bem distribuídos, com biomas tradicionalmente menos estudados, como Pampa, Pantanal, Caatinga, bem como Zona Costeira e Ecossistemas Marinhos. Esses esforços ainda contemplam uma gama restrita de organismos e processos, concentrando-se em vertebrados, árvores, e na dinâmica da biomassa e da produtividade dos ecossistemas;
2. O monitoramento e a análise da efetividade de ações ou políticas governamentais para a melhor gestão, conservação ou restauração ainda é deficiente, dificultando a disseminação de ações bem-sucedidas (ou a identificação de

erros recorrentes) e a otimização de esforços de conservação por meio de um manejo adaptativo. Em particular, faltam estratégias e ações para acessar a efetividade das unidades de conservação na proteção da biodiversidade, que possam aprimorar o processo decisório acerca de novas áreas ou gestão das existentes. A aplicação de outros mecanismos de conservação – como os esquemas de pagamento por serviços ambientais, o ICMS Ecológico ou mesmo regulamentos legais como a nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa –, demandam constante monitoramento e avaliação crítica. Em geral, a análise de sistemas de governança ambiental para realizar a gestão de recursos naturais e conflitos associados, incluindo ações de monitoramento e fiscalização, é uma lacuna significativa;

3. Tecnologias de restauração de ecossistemas não florestais, assim como de ecossistemas de água doce e marinhos são ainda incipientes. O Brasil possui um excelente domínio para implementar a restauração florestal, mas ainda carece de um conhecimento similar para lidar com a restauração de outros ecossistemas, que também são altamente relevantes para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. De modo geral, há deficiência de mecanismos adequados para o monitoramento de ações de restauração em múltiplas escalas;
4. O conhecimento acerca dos efeitos das mudanças climáticas sobre as espécies e o funcionamento dos ecossistemas carece de maior extensão (geográfica e temporal) e profundidade a respeito dos mecanismos envolvidos. Estudos experimentais, de campo e focados no monitoramento ecológico, que complementem aqueles baseados exclusivamente em modelagem de nicho, ainda são escassos;
5. O conhecimento das interações e dos impactos do uso e da cobertura da terra e das mudanças climáticas nos serviços ecossistêmicos não tem abrangência e disseminação adequadas para permitir maior interação entre os resultados de pesquisa e a tomada de decisão;
6. Mesmo diante da alta taxa de urbanização da população brasileira e da elevada vulnerabilidade das cidades às mudanças climáticas, ressalta-se a demanda por estratégias de melhor planejamento destes espaços, de forma a reduzir seus impactos, aumentar sua resiliência e beneficiar o bem-estar de sua população. O estudo da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em ambientes urbanos deverá ser, assim, uma prioridade para análises futuras;
7. Há ainda a prevalência de abordagens reducionistas e disciplinares para lidar com a complexidade dos sistemas ambientais, em detrimento de abordagens mais interdisciplinares e integradoras, que aliem o conhecimento das áreas

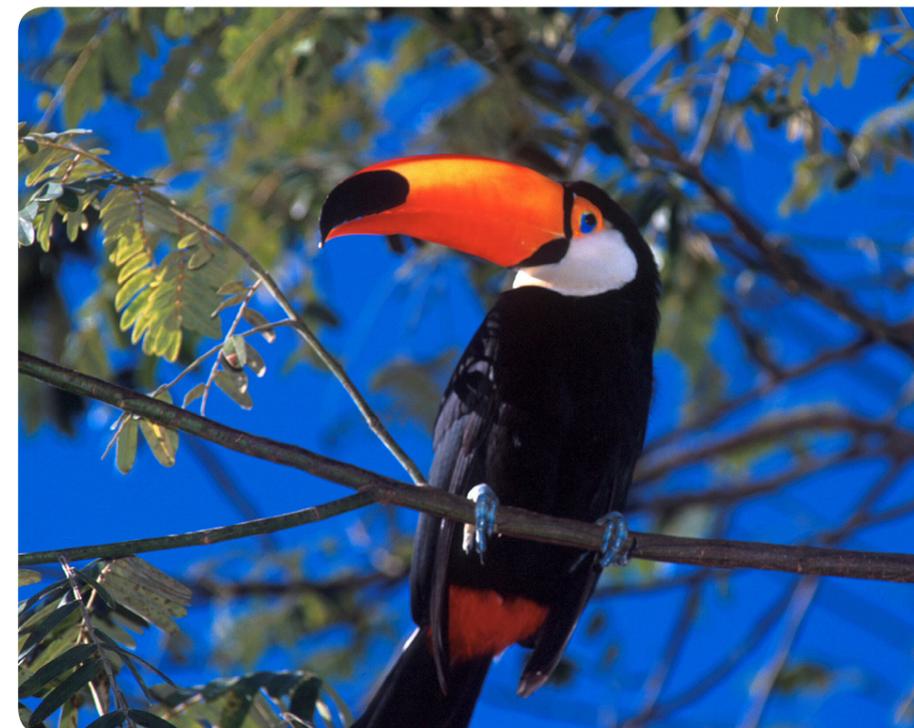
biológicas e sociais no entendimento de sistemas socioecológicos. Os estudos devem ser capazes de diagnosticar a vulnerabilidade e de apoiar a adaptação dos diferentes setores da sociedade aos impactos das mudanças climáticas, incluindo aspectos socioeconômicos nos efeitos das previsões de mudanças ambientais sobre a biodiversidade. É preciso ainda buscar compreender de forma mais abrangente e funcional os sistemas sócio-ecológicos, considerando de maneira integrada ambientes terrestres, aquáticos continentais e marinhos para subsidiar a tomada de decisão;

8. Embora necessários, são poucos os estudos que conseguem amparar um melhor planejamento espacial em múltiplas escalas, otimizando a ocupação territorial para o uso humano e ao mesmo tempo identificando áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, compreendendo fatores como distribuição atual das espécies, filogeografia e conectividade. Em particular, estudos em larga escala são importantes para subsidiar o planejamento do uso da terra e grandes obras de infraestrutura sem, no entanto, comprometer áreas críticas ao ciclo de vida das espécies;
9. Os dados em relação à biodiversidade são inconsistentes para alguns táxons, biomas e endemismos, dificultando uma análise precisa da riqueza e da distribuição das espécies. Para muitas espécies da fauna e da flora ainda não existem dados suficientes para análise do status de ameaça e do risco de extinção, carecendo de estudos populacionais. O Pampa e a Caatinga são pouco conhecidos e não há um consenso em relação ao número de espécies descritas para grupos como anfíbios e répteis. Enquanto o conhecimento acerca dos vertebrados é mais amplo, os invertebrados ainda são subestimados e as informações sobre os grupos e ocorrência nos biomas são esparsas. Sobre a flora, o número de espécies na Amazônia pode ser considerado subestimado, pois a região sofre com esforço de coleta reduzido, o que prejudica a identificação de novas espécies e a avaliação do risco de extinção. Para algas e fungos, o status de conservação desses grupos ainda se mantém desconhecido;
10. A disponibilização e a integração de dados espaciais sobre os recursos naturais para apoiar a tomada de decisão ainda é restrita a algumas esferas de atuação e governança;
11. Há lacunas significativas nos esforços para a formação de uma nova geração de recursos humanos que esteja capacitada para integrar conhecimentos de áreas distintas e dialogar com múltiplos atores sociais. O mesmo ocorre com a formação de diferentes perfis de profissionais para atuarem na conservação da biodiversidade, em particular os taxonomistas (profissionais essenciais para a base do conhecimento da biodiversidade). A disseminação de técnicas atuais de genômica e de abordagens ecossistêmicas e socioecológicas

é necessária para capacitar os profissionais da biodiversidade no desenvolvimento de soluções baseadas na natureza.

3.9 AGRADECIMENTOS

Os coordenadores do capítulo agradecem o empenho e a contribuição dos seguintes pesquisadores que revisaram a figura 3.32 “Vetores de degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nos biomas brasileiros, em ambientes aquáticos e terrestres”: Marcelo Tabarelli e Rômulo Menezes (bioma Caatinga), Gerhard Overbeck, Uwe Schulz e Luís Fernando Perelló (bioma Pampa), Rafael Loyola (bioma Cerrado), Ima Vieira (bioma Amazônia) e José Sabino (bioma Pantanal).



CAPÍTULO 4 _ INTERAÇÕES ENTRE NATUREZA E SOCIEDADE: TRAJETÓRIAS DO PRESENTE AO FUTURO

Coordenadores: Jean P. Ometto, Tatiana Gadda & Peter Toledo

Autores: Aliny P. F. Pires, Aryanne Gonçalves Amaral, Marinez Ferreira Siqueira, Luiza Gondim, Helen Michelle de Jesus Affe, Ana Carolina Carnaval, Luciano dos Anjos, David Lapola, Mireia Valle, Celso von Randow, Graciela Tejada, Tomas Ferreira Domingues & Rafael Loyola

Citação: Ometto J.P.; Gadda T.; Toledo P.; Pires A.P.F.; Amaral A.G.; Siqueira M.F.; Gondim L.; Affe H.M.J.; Carnaval A.C.; Anjos L.; Lapola D.M.; Valle M.; Randow C.; Tejada G.; Domingues T.F.; Loyola R.D. Capítulo 4: Interações entre Natureza e Sociedade: trajetórias do presente ao futuro. In Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351.

SUMÁRIO EXECUTIVO

Os cenários analisados indicam perda de biodiversidade no Brasil, até 2050, da ordem de 20 a 25% com referência ao ano de 1970, dependendo da trajetória de desenvolvimento considerada. Todos os cenários avaliados apontam que a perda de biodiversidade no país impactará diretamente os serviços ecossistêmicos e poderá comprometer o bem-estar humano e diversas atividades econômicas.

As maiores forçantes por trás das projeções de perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos no Brasil são as mudanças no uso da terra e no clima. Estimativas derivam, principalmente, de três diferentes cenários estabelecidos no modelo GLOBIO: 'cenário atual' (*business as usual* = BAU), 'solução descentralizada' (SD) e 'mudanças no consumo' (MC). O modelo sugere que as duas últimas estratégias (SD e MC) poderão promover reduções na perda de biodiversidade se comparadas ao cenário BAU. Uma vez que os cenários SD e MC envolvem mecanismos distintos, a implementação conjunta de estratégias ligadas a cada um deles pode potencializar o efeito da atenuação da perda de biodiversidade.

A mudança no uso da terra será a principal forçante de perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos até 2030, e continuará a ser uma forçante importante até o fim do século 21. Esta constatação se aplica às diversas regiões do país, com níveis mais expressivos no Cerrado e na Amazônia. A implementação de políticas voltadas para esta forçante caracteriza-se como uma das principais estratégias de manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, com base na premissa de soberania nacional.

Ao longo deste século, os modelos indicam que a progressiva intensificação das mudanças climáticas acentuará a tendência atual da perda de biodiversidade e

o comprometimento dos serviços ecossistêmicos. Prevê-se que as mudanças climáticas causarão perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos em uma magnitude e velocidade jamais vivenciadas pela humanidade. A mudança na distribuição das chuvas e o aumento de temperatura irão acarretar alteração na distribuição de espécies, com efeito na disseminação e ocorrência de vetores de doenças e de espécies invasoras. Políticas que promovam o monitoramento destes impactos e os mecanismos de adaptação podem minimizar os potenciais impactos previstos ao bem-estar humano.

A restauração da vegetação nativa é uma estratégia reconhecidamente importante para a mitigação da perda de biodiversidade e a recomposição de serviços ecossistêmicos. O cumprimento da Lei de Proteção à Vegetação Nativa (o Novo Código Florestal, Lei 12.651/2012) poderá propiciar a recomposição em regiões com grande passivo ambiental no país, com benefícios para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, incluindo água e sequestro de carbono.

A expansão da urbanização, a poluição e as mudanças climáticas impactarão a biodiversidade de corpos d'água continentais e zonas costeiras nas diversas regiões do país. Até 2030, cenários BAU preveem uma expansão urbana até duas vezes maior que a atual sobre as áreas protegidas na Mata Atlântica e no Cerrado, com efeitos negativos para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos.

Estudos que avaliam a implementação de potenciais cenários para a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano ainda são escassos no Brasil. Em sua maior parte, os estudos existentes são focados na implementação de políticas de mudança no uso da terra e de combate às mudanças climáticas. A lacuna de cenários sobre outras forçantes inviabiliza a avaliação de seus potenciais impactos para a relação entre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano. Além disso, a grande maioria dos estudos tem seu escopo limitado, utilizando a biodiversidade como um parâmetro indireto para os serviços ecossistêmicos, e não avaliam seus efeitos para o bem-estar humano. Apesar de alguns exemplos emblemáticos, estes vieses dificultam a inclusão da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos na lógica da cadeia produtiva do país.

4.1. INTRODUÇÃO

A integração de informações a respeito das ameaças e dos impactos das atividades antrópicas sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil é um grande desafio de síntese, em especial no campo do conhecimento interdisciplinar da modelagem e da construção de cenários. A possibilidade de esboçar alternativas para o futuro do país, a partir de uma perspectiva interdisciplinar e das potenciais consequências das escolhas feitas, permitirá traçar o caminho mais acertado para o desenvolvimento sustentável do Brasil. Neste sentido, é preciso abordar pontos importantes, tais como as taxas e a intensidade das mudanças necessárias para atender as demandas crescentes da sociedade, bem como a concepção de trajetórias alternativas para o desenvolvimento do país. Estas ações estão inseridas num complexo contexto histórico que revela padrões diversos, resultantes de processos distintos e em diferentes escalas de tempo e espaço.

Os processos históricos de formação dos ecossistemas são fundamentais para o entendimento do dinamismo e da mudança das paisagens ao longo do tempo. Esses processos resultam em padrões complexos e a variados níveis de complexidade de estruturação das comunidades biológicas – particularmente sob a influência de diferentes regimes climáticos (Rangel *et al.* 2018). Consequentemente, a reconstrução desses cenários históricos é fundamental para a compreensão das respostas biológicas aos cenários futuros de mudanças do clima e da paisagem (Costa *et al.* 2017). Isso requer elaborar e testar hipóteses históricas e modelos de estabilidade e dinâmica de ecossistemas baseados em dados biológicos, geológicos e climáticos. Uma característica da região neotropical, onde se inserem os biomas brasileiros, é a intensidade da mudança na estrutura da vegetação em momentos distintos do tempo geológico. Tal lição serve como esteio na construção de cenários futuros sobre a biodiversidade brasileira.

Levando em conta o processo histórico de formação da biodiversidade brasileira, e apesar de grandes extensões de áreas naturais estarem sob alguma forma de proteção no país, várias projeções climáticas e de uso da terra indicam um risco de perda significativa da biodiversidade (Faleiro *et al.* 2013; 2018; Lemes *et al.* 2013; Loyola *et al.* 2014; Ribeiro *et al.* 2016; 2018; Sales *et al.* 2017a; Silva *et al.* 2018; Vieira *et al.* 2018) e de serviços ecossistêmicos no futuro próximo (Costa *et al.* 2018; Diniz-Filho *et al.* 2012; Faleiro *et al.* 2018; Gianinni *et al.* 2017; Vieira *et al.* 2018). Por exemplo, projeções para a floresta amazônica, já considerando as taxas de alta conversão florestal em atividades agrícolas, preveem que até 50% da floresta possa desaparecer até 2050, em resposta a um clima mais seco e mais quente (Soares-Filho *et al.* 2006; Meir & Woodward 2010; Ometto *et al.* 2011; Davidson *et al.* 2012). Atrrelados ao risco das mudanças no clima estão a desestruturação dos ecossistemas por ação antrópica e a consequente perda de biodi-

versidade que ela acarreta. Em um estudo recente, em escala global, Ceballos *et al.* (2015) demonstram que 30% das espécies de vertebrados vêm perdendo, gradativamente, parte significativa de suas populações – tanto em tamanho como em área de distribuição. Esse padrão de perda é sugerido como um forte sinal do início do processo de extinção em massa causada por atividades antrópicas.

Respostas biológicas às mudanças climáticas globais, medidas por meio de alterações na distribuição geográfica das espécies, sugerem que variações ecológicas estão ocorrendo de forma tão acelerada a ponto de impedir a permanência de populações originárias *in situ*. Desta maneira, sugere-se que as variações ambientais não estão sendo acompanhadas por mudanças evolutivas das populações locais (Parmesan, 2006). Com isso, muitas espécies estão migrando para áreas mais favoráveis climaticamente, ocupando os limites de seus nichos ecológicos potenciais. Essas respostas populacionais às alterações ambientais podem ser estimadas por modelos de nicho (ou modelos de distribuição de espécies), e projetadas no tempo e no espaço de forma a orientar estudos e ações conservacionistas (Miles, 2002; Aleixo *et al.*, 2010; Bellard *et al.*, 2012; Diniz-Filho *et al.* 2009). Um outro fator agravante é o processo de estruturação das paisagens antropogênicas, que segue numa taxa ascendente, tanto em extensão quanto em intensidade (Manhães *et al.*, 2017).

Com base nessas ferramentas de predição, a ciência vem contribuindo para o melhor entendimento dos padrões de ameaças à biodiversidade brasileira. Neste capítulo, exploramos a literatura científica para discutir possíveis cenários sobre o futuro da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos no Brasil, tendo como pano de fundo os principais vetores envolvidos na dinâmica que constitui esses cenários. O conteúdo desse capítulo foca na análise de futuros plausíveis para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Seção 4.2), em mudanças futuras nas forças dos vetores de pressão e seus impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Seção 4.3) e nas contrapartidas e cobenefícios entre múltiplos serviços ecossistêmicos (Seção 4.4). O capítulo ressalta ainda as questões-chave que a sociedade deverá enfrentar nas próximas décadas, as quais determinarão a dinâmica futura dos sistemas socioecológicos. Por fim, analisamos sinteticamente as lacunas do conhecimento e apresentamos as principais conclusões das análises e os caminhos seguros para a sustentabilidade.

4.2. FUTUROS PLAUSÍVEIS PARA A BIODIVERSIDADE E OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: CAMINHOS PARA A SUSTENTABILIDADE

Modelos são ferramentas importantes para qualquer processo de decisão. A oportunidade de explorar cenários diversos, e de forma quantitativa e qualitativa, permite-nos avaliar potenciais consequências de ações ou deliberações na

relação entre aspectos sociais e ambientais. Esses cenários ou representações de futuros admissíveis, quando utilizados conjuntamente à modelagem, têm o potencial de amplificar as opções do processo decisório em políticas locais e regionais, assim como em estratégias globais. O consenso entre os especialistas da área afirma que o futuro não pode ser previsto, mas deve ser construído. Neste sentido, o desafio sobre as reflexões acerca do futuro está na identificação dos fatores causais que serão responsáveis pelas principais mudanças, diante de uma expectativa de relações entre as diretrizes que erguem as sociedades e suas economias. A construção do futuro exige, portanto, o estabelecimento de histórias de futuros possíveis, consistentes e plausíveis: “o futuro é sempre múltiplo e incerto” (Ipea, 2017).

O trabalho de compilar cenários futuros sobre mudanças globais – incluindo mudanças do clima, composição atmosférica e uso da terra – passou a ser uma diretriz e um produto do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, da sigla em inglês). Contudo, apenas recentemente o tema da biodiversidade foi inserido como destaque no contexto global dos impactos futuros da atividade humana (Chapin III *et al.* 2000). Utilizando o arcabouço do modelo BIOME 3, um estudo estipulou projeções para 10 biomas terrestres e de água doce até o final do século, focando na sensibilidade dos mesmos às mudanças globais (Chapin III *et al.* 2000). As perguntas-chave vieram da Convenção de Diversidade Biológica (CDB), a saber: 1) Como os humanos influenciam a biodiversidade? 2) Quais são as causas subjacentes a essas influências? 3) Quais são as consequências socioeconômicas e ecológicas das mudanças na biodiversidade? e 4) Como as mudanças na biodiversidade, induzidas pelo homem (e as respostas das espécies e dos ecossistemas a essas mudanças), afetam os bens e os serviços fornecidos pela biodiversidade? O *Millenium Ecosystem Assessment* e o *Panorama da Biodiversidade Global 4* identificam duas forças principais para a perda de biodiversidade em biomas tropicais: os processos de uso da terra e, secundariamente, as mudanças climáticas.

Neste capítulo, discutimos a resposta da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos diante de cenários futuros. A depender dos arranjos socioeconômicos e ambientais, esses cenários podem ser organizados em um número relativamente limitado de arquétipos (Hunt *et al.* 2012; van Vuuren *et al.* 2012; IPBES 2016; Kubiszewski *et al.* 2017). Encampando todas as famílias de cenários, três arquétipos principais, reconhecidos no final da década de 1990 (Gallopin & Rijsberman 1997), vêm sendo discutidos na literatura científica e nos fóruns de tomadores de decisão. Especificamente, os vários cenários são enquadrados como ‘convencional’, ‘grande transição’ ou ‘barbarização’ (Hunt *et al.* 2012; Tabela 4.1). E dentro destes encaixam-se trajetórias que definem relações centrais nas opções da sociedade para construção do futuro.

Tabela 4.1. Definições dos cenários, de acordo com os arquétipos apresentados por Hunt et al. (2012) e conceitos-chave adotados neste capítulo.

Arquétipo/ Conceito	Cenário	Descrição
Convencional	Forças de Mercado	Conflitos de interesse socioeconômicos, em que a exploração dos recursos disponíveis não é coerente com usos sustentáveis dos mesmos, afetando a resiliência ecológica em um mundo de profunda desigualdade entre países ricos e pobres e dentro de cada país: business as usual.
	Reforma política	Propõe esforço/mobilização política frente aos conflitos e instabilidade econômica, em prol de ações de sustentabilidade social e ambiental: impulso político para a sustentabilidade.
Grande transição	Novo paradigma de sustentabilidade	Propõe a nova globalização humana. Tem como base a solidariedade humana, o acesso universal à educação e aos serviços de saúde, a resiliência ecológica, o consumo reduzido, a melhoria do bem-estar e a qualidade de vida. “Restauração” - valores e comportamentos sociais orientados para metas de desenvolvimento sustentável; maior conscientização e percepção do risco ambiental: comportamento sustentável.
	Comunalismo ecológico	Filosofia ambiental que propõe um sistema econômico amparado por uma rede global de pequenos grupos economicamente interdependentes, autossuficientes, baseados na agricultura e em iniciativas locais de sustentabilidade socioeconômica.
Barbarização	Mundo fortaleza	Recursos biológicos (ex. água doce, reservas minerais) colocados sob controle militar. As autoridades empregam técnicas de geoengenharia para estabilizar o clima global e buscam o controle dos conflitos sociais com medidas de emergência e investimento irregular em infraestrutura. Perda de habitat e mudanças climáticas.
	Demolir (Demolição)	Total descontrole do ciclo vicioso de caos, conflito e desespero. Colapso generalizado da ordem civil.
Forçante		Processo que condiciona uma mudança ambiental, impactando a biodiversidade e/ou os serviços ecossistêmicos.
Vetores		Variável que determina uma mudança dentro de um processo (forçante) ambiental. Ex: (a) Desmatamento, vetor da forçante ‘Mudança no Uso da Terra’, ou (b) Emissão de gás de efeito estufa, vetor da forçante ‘Mudança Climática’.

4.2.1. Literatura científica sobre cenários para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil

A literatura referente a cenários futuros para o Brasil (Quadro 4.1) sugere um aumento significativo nos impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Tabela 4.2), principalmente em relação ao número de evidências para

serviços de suporte (58%) e de regulação (27%). Esses impactos são decorrentes de atividades que afetam a diversidade de espécies (24%) e a cobertura de áreas preservadas (21%), preponderantemente sob os efeitos da intensificação das mudanças no uso da terra (89%), ocasionando perdas de áreas de vegetação nativa e consequentemente menores taxas de sequestro de carbono. O desmatamento (45%) é o principal vetor associado aos referidos impactos. De acordo com os arquétipos apresentados por Hunt *et al.* (2012), os cenários atuais propostos são coerentes com o cenário de 'forças de mercado' (93%).

Na Amazônia, por exemplo, os efeitos das mudanças climáticas têm sido relacionados à perda de serviços ecossistêmicos de polinização. Giannini *et al.* (2017) preveem grandes impactos da menor diversidade de polinizadores sobre a produção agrícola, com prejuízos entre 8 e 100% das safras de caqui, tomate, tangerina e girassol até 2050. Particularmente para os morcegos, calcula-se uma perda de 28 a 36% de áreas adequadas, acarretando redução da polinização e da dispersão de sementes na Floresta Nacional de Carajás (Costa *et al.* 2018). Além disso, hoje 36% a 57% das espécies arbóreas amazônicas estão ameaçadas, estimando-se a inclusão de mais 22% de espécies de árvores na lista vermelha, em função das perdas entre 9% e 28% da extensão atual de florestas nativas (Steege *et al.* 2015).

No Cerrado, o desmatamento, com efeitos de fragmentação de áreas naturais e de perda de habitat, é apontado como importante fator na redução de 65% a 70% da área climaticamente adequada para *Phalotris latiuittatus*, uma serpente endêmica, por exemplo (Vasconcelos, 2014). Ademais, segundo projeções de perda de habitat, pode haver extinção de mamíferos (Loyola *et al.* 2012; Faleiro *et al.* 2013; Vieira *et al.* 2018) e plantas endêmicas (Strassburg *et al.* 2017; Vieira *et al.* 2018). Foram também previstas perdas de 50% de áreas com adequação climática para distribuição de *Dipteryx alata* (baru), espécie vegetal nativa (Diniz-Filho *et al.* 2012).

QUADRO 4.1

Metodologia utilizada no levantamento da literatura especializada para a construção dos cenários analisados

A base de dados referente à literatura especializada foi construída a partir da Web of Science utilizando-se os termos: Climate + Change + Biodiversity + Nome do bioma (i.e. Amazon, Caatinga, Cerrado, Coastal productive lands, Atlantic Rain forest, Urban area e Wetlands) + Brazil retornando um total de 220 artigos. Após a primeira revisão, para seleção dos trabalhos que traziam alguma abordagem sobre a relação biodiversidade e serviços ecossistêmicos, foram selecionados 94 artigos. Destes, após revisão para identificar o tipo de serviço ecossistêmico, os cenários presente e futuro e as forças e os vetores discutidos, no contexto das mudanças ambientais e das projeções futuras analisadas, restaram um total de 33 artigos usados na indicação de confiabilidade da informação utilizada.

QUADRO 4.1 (continuação)

Número de artigos utilizados para a revisão de literatura. Os biomas Pantanal e Pampa não foram identificados nesta busca.

Bioma	Artigos revisados		
	Web of science	Revisão 1	Revisão 2
Amazônia	61	25	5
Caatinga	17	11	5
Cerrado	42	16	6
Mata Atlântica	43	12	4
Marinho	37	19	2
Trabalhos que utilizaram mais de um bioma	20	11	11
Total	220	94	33

Na Caatinga, as mudanças climáticas irão promover estações secas mais severas e prolongadas, o que poderá ocasionar a expansão de cerca de 18% das áreas propícias a espécies arbóreas especialistas de florestas tropicais sazonalmente secas, (Rodrigues *et al.* 2015). Nesse bioma, uma proposta de manejo florestal – adotando períodos de recuperação florestal entre ciclos de corte, com retirada da vegetação de maneira sustentável – pode proporcionar o incremento de 30% a 50% de áreas nativas e a melhoria nas taxas de sequestro de carbono (Althoff *et al.* 2016).

No que se refere aos ecossistemas costeiros, as praias arenosas brasileiras, por exemplo, são significativamente afetadas pela interferência humana, pela poluição química e orgânica, e pelo turismo (Amaral *et al.* 2016). Os cenários de mudanças até 2020 preveem que o crescente impacto da urbanização poderá levar a uma perda substancial de biodiversidade de algas marinhas bentônicas (Horta *et al.* 2012). Eles também sugerem que os efeitos das mudanças climáticas globais (como aquecimento e acidificação), somados às ameaças locais (tais como poluição e sobrepesca), impactarão os recifes de corais, resultando em perda progressiva de biodiversidade e em estoques decrescentes de organismos nos diferentes níveis tróficos (Tedesco *et al.* 2017).

A maioria dos estudos de projeções futuras propõem cenários de 'reforma política' (58%), apoiados em políticas de sustentabilidade que envolvem (i) critérios biológicos (i.e. unidades de conservação, corredores ecológicos, áreas de preservação permanente e reservas legais); (ii) negociações socioeconômicas com base nos interesses das populações locais; e (iii) investimento técnico-financeiro em tecnologias de manejo agrossilvipastoril, rodízio de culturas e qualificação da mão de obra.

4.2.2 Biodiversidade e serviços ecossistêmicos no Brasil: um recorte do GLOBIO

Em publicação recente, o relatório regional para as Américas da IPBES avaliou os impactos dos cenários globais sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos por meio da plataforma de modelagem GLOBIO¹. Este modelo é desenvolvido para simular mudanças induzidas pelo homem na biodiversidade terrestre nas escalas regional (Américas, África, Ásia e Oceania e Europa) e global (PBL, 2016). As forçantes de impacto sobre a biodiversidade consideradas incluem mudança no uso da terra, mudanças climáticas, deposição atmosférica de nitrogênio, fragmentação de habitats e impactos por infraestrutura, tais como rodovias e centros urbanos (PBL, 2016). As variáveis espaciais das forçantes ambientais derivam do modelo IMAGE (Stehfest *et al.* 2014) e, a partir dos dados de saída deste modelo, são quantificados a 'abundância média das espécies' e a 'extensão de áreas naturais'².

Tabela 4.2: Porcentagem de forçantes relacionadas à perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos nos vários biomas do Brasil, com base no levantamento feito e descrito no Quadro 4.1. Não foram identificados estudos para os biomas Pantanal e Pampas. Legenda: Mudanças Climáticas (MC), Mudança no Uso da Terra (MUT) e Urbanização (URB).

Biomass\Forçantes	MC	MUT	URB	Total Geral
Brasil	6,1%	27,3%		33,3%
Agropecuária		6,1%		6,1%
Desmatamento	3,0%	15,2%		18,2%
Perda de habitat	3,0%	6,1%		9,1%
Amazônia		15,2%		15,2%
Agropecuária		6,1%		6,1%
Desmatamento		6,1%		6,1%
Perda de habitat		3,0%		3,0%

1. <http://www.globio.info/>

2. No GLOBIO, as respostas da biodiversidade aos impactos são quantificadas por meio de dois indicadores principais: Áreas Naturais e Abundância Média de Espécies (MSA, da sigla em inglês), calculados em relação ao estado original das espécies em um dado ambiente. O indicador de Áreas Naturais inclui o cálculo das áreas com presença de ambientes naturais e silvicultura, excluindo agricultura e pastagens. Já o MSA expressa a abundância média de espécies nativas presentes em ambientes perturbados em relação à abundância original (considerada condição natural naquele determinado período), como um indicador do grau de perturbação do ecossistema (PBL, 2016). O indicador MSA usa a composição e a abundância de espécies nativas em um determinado ecossistema. Neste trabalho, os valores de MSA foram estabelecidos com base em sínteses da literatura, que incluíram dados de monitoramento da presença de espécies em ambientes perturbados, comparados com regiões não perturbadas, como referência. Os estudos comparativos apresentados são baseados em publicações científicas encontradas na literatura. As análises abrangem os seguintes grupos taxonômicos: mamíferos, aves, anfíbios, répteis, invertebrados terrestres e plantas vasculares (PBL, 2016).

Tabela 4.2: (continuação)

Biomass\Forçantes	MC	MUT	URB	Total Geral
Caatinga		15,2%		15,2%
Agropecuária		3,0%		3,0%
Desmatamento		6,1%		6,1%
Perda de habitat		6,1%		6,1%
Cerrado		18,2%		18,2%
Agropecuária		3,0%		3,0%
Desmatamento		9,1%		9,1%
Perda de habitat		6,1%		6,1%
Mata Atlântica		12,1%		12,1%
Agropecuária		3,0%		3,0%
Desmatamento		6,1%		6,1%
Perda de habitat		3,0%		3,0%
Marinho	3,0%		3,0%	6,1%
Impactos antrópicos			3,0%	3,0%
Perda de habitat	3,0%			3,0%
Total Geral	9,1%	87,9%	3,0%	100,0%
Agropecuária				21,2%
Desmatamento				45,5%
Perda de habitat				30,3%
Impactos antrópicos				3,0%

As figuras 4.1 e 4.2 apresentam as simulações desta plataforma para o Brasil, modelando o impacto cumulativo de algumas forçantes sobre a 'abundância média das espécies'. Os caminhos alternativos – que representam possíveis rotas para atingir as metas de sustentabilidade – considerados são: (i) 'solução descentralizada' (SD), (ii) 'tecnologia global' (TG), e (iii) 'mudança no consumo' (MnC), que equivalem aos arquétipos 'convencionais' (ii) e 'grande transição' (i, iii). Essas trajetórias retratam diferentes formas de fortalecer e direcionar tecnologias, preferências e incentivos sociais para opções de futuro mais sustentáveis (PBL, 2012). Cada caminho alternativo alcançaria, em 2050, objetivos globais ambiciosos relacionados à sustentabilidade, tal como limitar a mudança climática a 2°C, estabilizar a perda de biodiversidade e dar acesso total a energia, água e alimentos. Contudo, eles diferem fundamentalmente em sua abordagem.

O primeiro caminho ('tecnologia global') pressupõe a adoção de soluções tecnologicamente ótimas de larga escala para enfrentar as mudanças climáticas e a perda de biodiversidade a partir de uma abordagem *top-down*, com alto nível de coordenação internacional (PBL, 2012). Sob este caminho, a contribuição mais

importante vem do aumento da produtividade agrícola, em terras já altamente produtivas. O segundo caminho ('soluções descentralizadas') depende dos esforços locais e regionais para garantir uma qualidade de vida sustentável a partir de um sistema de gestão *bottom-up*, que prioriza tecnologias de pequena escala e descentralizadas (PBL, 2012). Neste caso, aspectos centrais da trajetória estão associados à redução da fragmentação do habitat, a uma agricultura mais ecológica, e à diminuição da expansão da infraestrutura. O último caminho ('mudança de consumo') contempla uma crescente sensibilização social sobre questões relacionadas à sustentabilidade, o que leva a mudanças nos padrões de consumo humano e facilita a transição para atividades menos intensivas na demanda por materiais e energia (PBL, 2012). Isso implica uma atenuação significativa no consumo de carne e ovos, bem como a redução de desperdício, ocasionando uma menor produção agrícola e, portanto, a diminuição da perda de biodiversidade associada.

A utilização de modelos globais para observação de impactos regionais deve ser considerada com algumas ressalvas. Normalmente, situações locais tais como políticas, decisões sociais, aspectos culturais, zoneamento territorial e distribuição de áreas preservadas não são fielmente representadas. Por outro lado, a modelagem nesta escala pode contribuir para uma visão integrada das ações e para a tomada de decisão.

Em 1970, as principais forçantes atuando no processo de perda de biodiversidade eram as espécies invasoras, seguidas pela expansão de pastagem e, na sequência, a agricultura. Já em 2050, os cenários incluem silvicultura e mudanças climáticas como importantes forçantes, mas mantêm agricultura e pastagens como processos críticos na perda de biodiversidade. De forma geral, a alteração das opções de ações socioambientais em todos os cenários propostos pelo modelo tem pouca influência na trajetória geral de perdas. Entretanto, indicam caminhos interessantes para ações que busquem revertê-las.

As simulações que determinam menor impacto na biodiversidade brasileira são aquelas relativas à 'solução descentralizada' e à 'mudança no consumo'. Nestas, as maiores forçantes para a perda de biodiversidade, em 2050, continuam sendo silvicultura, mudanças climáticas, agricultura e pastagens, e espécies exóticas. As pressões estariam, contudo, de 10% a 15% menores que no cenário de tendência atual.

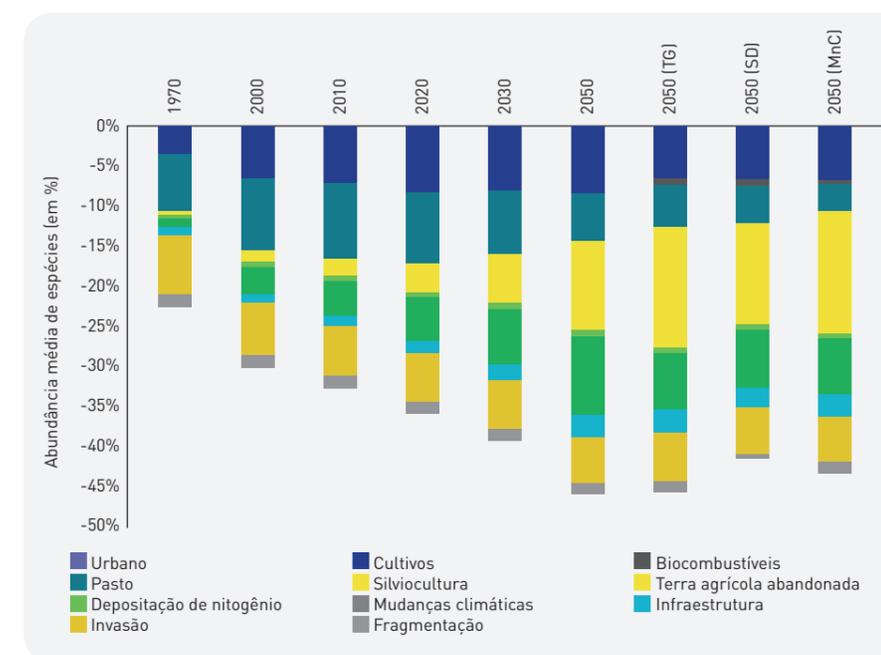


Figura 4.1. Forçantes que levam à perda de biodiversidade no Brasil, indicada pela 'abundância média de espécies' (em %), diante da trajetória-base de 1970 a 2050, e as pressões que levarão à perda de biodiversidade em trajetórias alternativas no mesmo período, considerando três cenários distintos 'tecnologia global' (TG), 'soluções descentralizadas' (SD) e 'mudança no consumo' (MnC). Dados obtidos de GLOBIO. Disponível em: <https://www.globio.info/>

De acordo com as simulações globais do GLOBIO, um decréscimo na média da abundância de indivíduos é observado em todos os cenários. O cenário-base global considera que a biodiversidade no Brasil sofreu uma redução de 22,6% até 1970 e terá uma diminuição adicional de 23,4% até 2050, totalizando uma perda de 46% da biodiversidade original (Figura 4.3).

Uma vez que o impacto sobre a biodiversidade é percebido em todos os cenários analisados, a escolha das estratégias de desenvolvimento socioeconômico é central no tratamento de questões relacionadas aos efeitos sobre a biodiversidade, os recursos naturais e os serviços ecossistêmicos. Em especial, os diferentes cenários sugerem a existência de mecanismos distintos que poderiam atuar de maneira complementar. Por exemplo, enquanto o cenário de 'soluções descentralizadas' prevê uma consequência negativa da caça, da pesca e do uso recreacional da biodiversidade, os demais cenários sinalizam um resultado positivo para a abundância média das espécies. Apesar de todos os cenários apontarem um efeito negativo da silvicultura na abundância média, este é menos pronunciado em cenários que preveem um avanço tecnológico. Desta maneira, a construção de cenários que permitam combinar os múltiplos mecanismos previstos poderia denotar uma alternativa para minimizar os riscos futuros para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil.

4.3. MUDANÇAS FUTURAS EM FORÇANTES E SEUS IMPACTOS SOBRE A BIODIVERSIDADE E OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

O sexto ciclo de extinção em massa do planeta tem como principal agente causal o impacto das atividades antrópicas (Barnosky *et al.* 2011). Para o Brasil isto não é diferente. A seguir, apresentamos as principais forças e os vetores relacionados à perda de biodiversidade e ao comprometimento dos serviços ecossistêmicos, conforme os documentos de síntese (Panorama da Biodiversidade Global e Modelos GLOBIO): (i) mudanças climáticas; (ii) mudanças no uso da terra; (iii) espécies invasoras; (iv) urbanização; (v) infraestrutura e (vi) poluição.

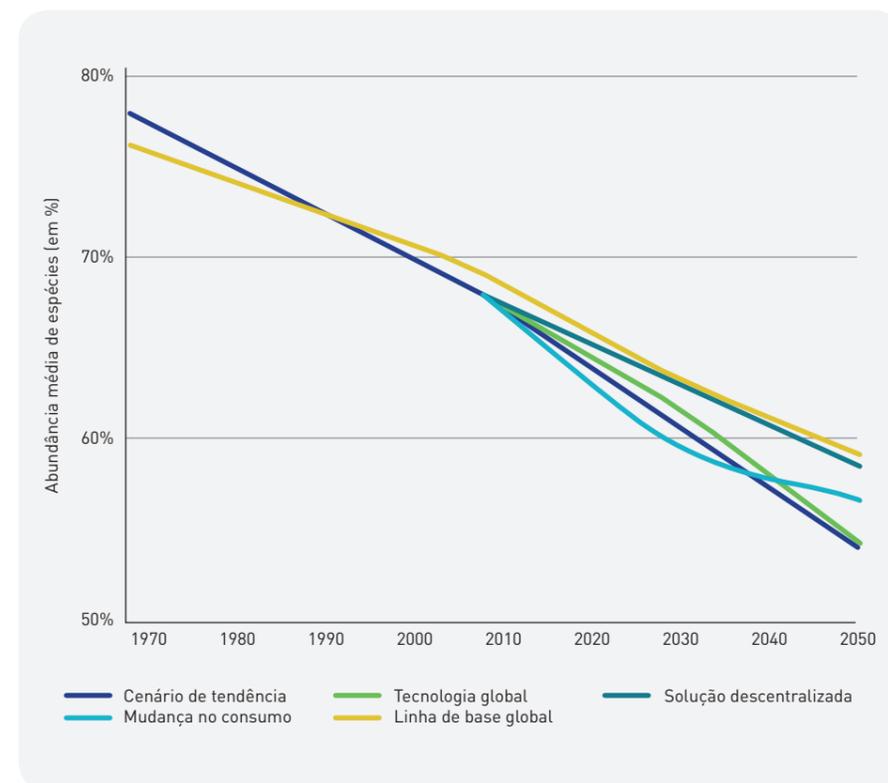


Figura 4.2. Tendências da biodiversidade indicadas pela 'abundância média de espécies' (em %), considerando a linha de base global (em amarelo), o cenário de tendência (cenário de linha de base para o Brasil, em azul escuro) e as vias alternativas até 2050 que contemplam três cenários distintos: 'tecnologia global' (verde), 'soluções descentralizadas' (azul) e 'mudança no consumo' (azul claro). Dados obtidos de GLOBIO. Disponível em: <https://www.globio.info/>

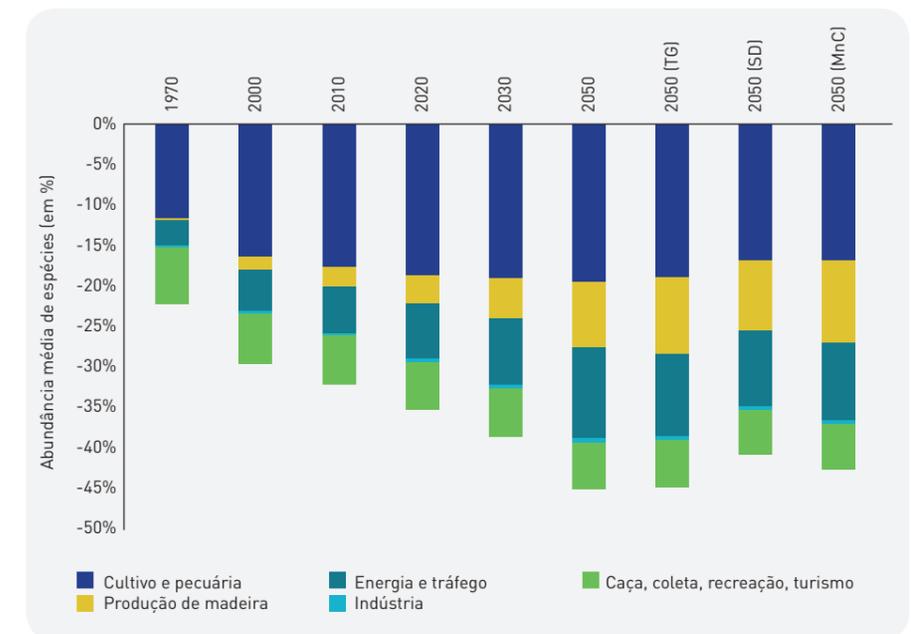


Figura 4.3. Atribuição pela perda de biodiversidade para o Brasil, indicada pela 'abundância média de espécies' (em %), considerando setores específicos sob a trajetória atual (1970 a 2050) e os caminhos alternativos até 2050 que contemplam três cenários distintos: 'tecnologia global' (TG), 'soluções descentralizadas' (SD) e 'mudança no consumo' (MnC). Dados obtidos de GLOBIO. Disponível em: <https://www.globio.info/>

4.3.1 Mudanças Climáticas

As mudanças climáticas no Brasil começaram a ser discutidas de forma mais aprofundada em 2007, com a publicação do primeiro relatório "Caracterização do Clima no Século XX e dos Cenários no Brasil e na América do Sul para o Século XXI derivados dos Modelos de Clima do IPCC" (Marengo 2007). Em um estudo regional, Marengo *et al.* (2011) apresentam projeções de mudanças climáticas para três importantes bacias hidrográficas brasileiras (Amazonas, São Francisco e Paraná), no período de 2011 até 2100, em relação às médias observadas para o período de 1961 a 1990, conforme figura 4.4. O estudo evidencia valores médios de redução na precipitação e de aumento de temperatura para as respectivas bacias. O impacto destas mudanças na biodiversidade terrestre e aquática, em especial nas bacias do Amazonas e do Francisco, pode ser dramático (Ribeiro *et al.* 2016, 2018). O incremento da temperatura associado à diminuição da precipitação pode levar a um processo de mudança na estrutura da vegetação natural, assim como na ocorrência e na distribuição da flora. Os resultados de pesquisas de modelagem climática, acoplados aos modelos de vegetação, indicam que esse processo pode ocorrer de maneira mais acentuada na região amazônica, levando à savanização (e.g., Cox *et al.* 2004). Outros impactos mais sutis, mas não menos importantes, referem-se à resiliência da vegetação aos efeitos de fertilização por CO₂, como, por exemplo, o aumento na eficiência de uso da água (Huntingford *et al.* 2013).

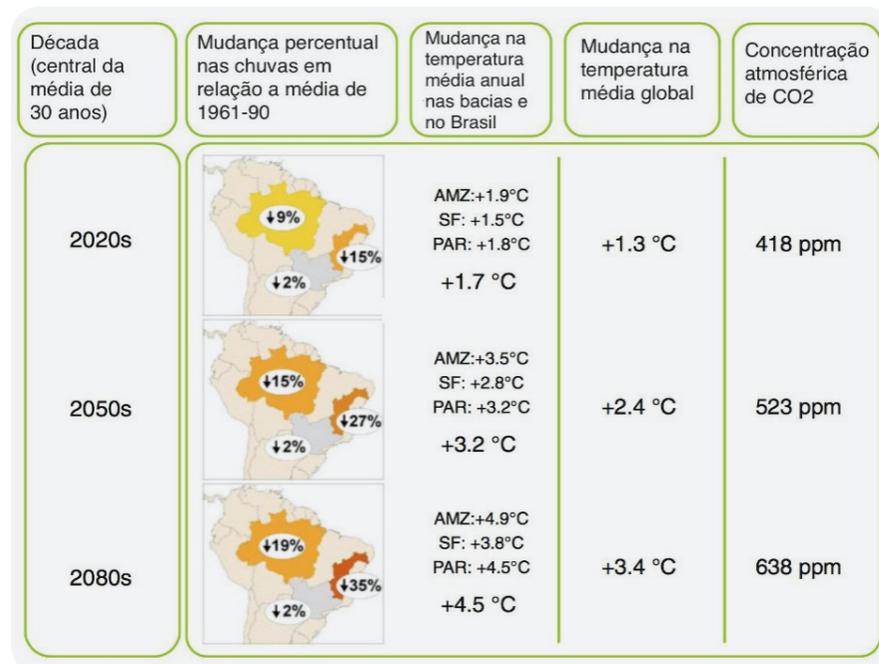


Figura 4.4. Mudanças climáticas projetadas para o Brasil e para as bacias dos rios Amazonas, São Francisco e Paraná, entre 2011 – 2040, 2041 – 2070 e 2071 – 2100, relativo ao período 1961 – 1990 (Marengo *et al.* 2012).

Anjos e Toledo (2018a), utilizando uma abordagem teórica integrada entre nicho ecológico e estabilidade, avaliaram a vulnerabilidade dos ecossistemas terrestres da América do Sul às mudanças no clima. Seus achados indicam que os ecossistemas florestais são intrinsecamente mais vulneráveis, por apresentarem uma baixa resistência ao estresse climático, comparado aos outros dois ecossistemas analisados (savanas e campos abertos). Além disso, as florestas do continente estão mais propensas a encararem condições climáticas não análogas em um futuro próximo, observando a tendência de redução da disponibilidade de umidade e de aumento da temperatura. Se ocorrer a consolidação desse novo patamar climático, as florestas têm menores chances de se adaptarem, devido ao seu estreito nicho climático, em relação aos padrões exibidos pelas savanas.

Dados de diferentes fontes têm corroborado tais previsões, sinalizando que a floresta amazônica tem sido submetida a um severo regime de alterações (Davidson *et al.* 2012), o qual tem afetado sua capacidade natural de autorregeneração. Em geral, tem sido observada uma recuperação mais lenta da floresta em termos estruturais e funcionais após perturbações, principalmente nas bordas sudeste e leste do bioma, ao longo do arco do desmatamento (Morton *et al.* 2013; Saatchi *et al.* 2013). Nessa região, a capacidade das florestas em reter carbono tem sido comprometida, possivelmente em função da redução da umidade ou por uma saturação do efeito de fertilização por CO₂ (Phillips *et al.* 2009; Brienen *et al.*

2015; Feldpausch *et al.* 2016; Baccini *et al.* 2017). As florestas de várzea amazônica também mostraram uma recuperação mais lenta após longos períodos secos e incêndios florestais (Flores *et al.* 2017). Na mesma linha de evidências, eventos de secas severas estão associados às altas taxas de mortalidade de árvores em florestas (Allen *et al.* 2010; Greenwood *et al.* 2017), com seus efeitos sendo agravados por incêndios florestais (Barlow & Peres 2008; Brando *et al.* 2014).

Uma questão fundamental nesse contexto de forte pressão antrópica diz respeito ao limiar climático e de resiliência tolerado pela floresta amazônica, o chamado *tipping point* (Nobre *et al.* 2016; Roque *et al.* 2018; Lovejoy & Nobre 2018). Sampaio *et al.* (2007) sugeriram que o *tipping point*, antes de um evento catastrófico de transição para outro estado estável, aconteceria com o desmatamento de 40% sobre a distribuição original da floresta. Esse limiar afetaria de forma decisiva o ciclo hidrológico da região, provocando uma redução da disponibilidade de umidade e um prolongamento da estação seca e, conseqüentemente, a transição para um novo patamar de estabilidade ecológica. Anjos e Toledo (2018), alternativamente, mediram a resiliência de florestas e savanas e exploraram explicitamente o mecanismo ecológico que controla o regime de transição, encontrando resultados similares. A literatura indica que o aumento da aridez e da sazonalidade da precipitação são importantes vetores de impacto sobre a floresta em um futuro próximo.

O entendimento de como as mudanças climáticas impactam a biodiversidade ainda é superficial, especialmente quanto ao potencial que esta força tem em reestruturar as comunidades naturais (Brodie *et al.* 2013). Existe um grande volume de informações que mostra que as mudanças climáticas abalam as características fenológicas de animais e plantas, mas não se conhece a fundo de que forma esses novos padrões ecológicos influenciam na dinâmica das populações. Wiens (2016), em uma compilação recente, demonstrou que mudanças climáticas já têm provocado a extinção local de diversas linhagens de plantas e animais em várias partes do mundo. Outro exemplo emblemático é o do sapo-dourado (*Bufo periglenes*), cuja população entrou em declínio no final dos anos 1980 na Costa Rica, e a espécie é agora considerada extinta. Este caso é emblemático, uma vez que as mudanças climáticas favoreceram a dispersão de fungos patógenos que ocasionaram o seu declínio populacional (Crump *et al.* 1992). No mesmo período, esse tipo de extinção de anfíbios foi observado no Brasil (Carvalho *et al.* 2017). No entanto, no que se refere a escalas temporais maiores, é importante considerar a possibilidade de adaptação destas espécies, o que pode representar um relevante mecanismo de manutenção de determinados grupos.

Zanin e Mangabeira-Albernaz (2016) investigaram os possíveis impactos de mudanças climáticas na distribuição geográfica de classes de cobertura vegetal na América do Sul, associando seus efeitos à condução de perda de habitat e de

isolamento de populações. Os resultados apontam que as alterações nas condições climáticas, projetadas por três diferentes modelos, causariam deslocamento e retração de algumas classes de cobertura vegetal, especialmente aquelas caracterizadas como esparsas ou mosaicos de paisagem. Estas alterações na cobertura vegetal podem gerar um efeito de fragmentação de habitat, com reduções progressivas que acabam levando à desestruturação dos processos ecológicos, dificultando a dispersão de espécies, e finalmente acarretando a extinção de espécies e/ou a alteração de processos e padrões evolutivos.

Na região Sudeste do Brasil, estudos empíricos simulando climas futuros têm demonstrado que as mudanças climáticas terão consequências drásticas para o funcionamento de ecossistemas aquáticos. Apesar do pequeno efeito na abundância e na riqueza de espécies, a mudança no padrão de precipitação alterou a composição e comprometeu interações tróficas em comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Pires *et al.* 2016), corrompeu mecanismos de seleção de habitat (Marino *et al.* 2017), alterou o padrão de produtividade primária (Pires *et al.* 2017) e diminuiu a magnitude da atividade microbiana (Pires *et al.* 2018). Estudos utilizando a mesma abordagem experimental revelaram que, apesar de mais sutil, o aumento de temperatura pode prejudicar múltiplos processos, em especial aqueles mediados por interações predador-presa (Antiqueira *et al.* 2018). Os mecanismos evidenciados nesses experimentos devem prevalecer em outros ambientes aquáticos e áreas úmidas, tais como lagos, lagoas e reservatórios, os quais serão fortemente afetados pela alteração na distribuição das chuvas.

Há um entendimento, baseado na literatura científica, de que em algumas décadas as mudanças climáticas devem se tornar o principal fator causador de perdas de biodiversidade ao redor do globo (Dawson *et al.* 2011; Urban 2015; Pecl *et al.* 2017; IPBES 2018), sobrepujando inclusive o efeito do desmatamento (Pereira *et al.* 2010). Uma recente análise do efeito que as políticas globais de descarbonização podem vir a ter, no futuro, indica que a probabilidade de mantermos o incremento médio na temperatura global abaixo de +2°C é bastante pequena (5%), sendo mais provável (90%) que a média aumente de 2,0 a 4,9°C (Raftery *et al.* 2017).

4.3.2 Mudança na cobertura e no uso da terra

Os biomas brasileiros perderam grandes áreas de vegetação nativa ao longo dos diferentes momentos da história do país. O primeiro bioma a ser fortemente impactado foi a Mata Atlântica, sendo que hoje restam cerca de 28% da área originalmente coberta por vegetação nativa (Rezende *et al.* 2018). Nos últimos 40 anos, as mudanças no uso da terra nos biomas Cerrado e Amazônia cresceram exponencialmente, atingindo uma área modificada de pouco mais de 50% e 20%, respectivamente, em 2010 (Brasil, 2016). Dados divulgados pelo Instituto de Pes-

quisa Ambiental da Amazônia (Ipam) apontam que em 15 anos o desmatamento no Cerrado foi mais intenso que na Amazônia. Em 2015, o volume desmatado do Cerrado correspondeu a mais da metade do registrado na floresta amazônica. Enquanto entre 2000 e 2015 o Cerrado perdeu 236 mil km², a Amazônia perdeu 208 mil km². Da mesma forma, na Caatinga, a expansão da criação de gado e de outras atividades levaram à conversão de 45% da cobertura original. A motivação central para a alteração no uso da terra no Brasil tem sido a expansão da pecuária e da agricultura, impactando diretamente (desmatamento) e indiretamente (utilização de insumos na agricultura) a biodiversidade terrestre e aquática.

A análise desenvolvida por Merten & Minella (2013) indica mostra a ampliação da área agrícola do país na próxima década, visando atender a demanda crescente, doméstica e mundial, de alimentos, combustíveis e fibras. A expectativa de médio prazo é a de que as práticas e os usos da terra deverão acarretar erosão do solo, problemas de qualidade da água e perda de biodiversidade. A produtividade agrícola está diretamente ligada ao uso correto do solo e à redução de erosão, o que pode, inclusive, afetar a qualidade dos corpos hídricos presentes nas áreas de influência. Alguns cenários preveem o avanço da agricultura sobre áreas de vegetação nativa no Cerrado e na Amazônia, além de um aumento da erosão total do solo no Brasil em 20% (Merten & Minella 2013).

Considerando o contexto histórico, as taxas de desmatamento para todos os biomas do Brasil diminuiram nos últimos 15 anos (Lapola *et al.* 2014; Figura 4.5). Entretanto, dados recentes indicam a retomada do crescimento do desmatamento na Amazônia, no Cerrado e na Mata Atlântica, embora ainda longe das taxas observadas nos anos 1990 e 2000. A falta de um programa de monitoramento oficial para todos os biomas, com exceção da Amazônia, leva a estratégias difusas e menos efetivas na contenção de ações ilegais de alteração da cobertura e do uso da terra. Ademais, ocasiona maior incerteza nas projeções desse tipo de mudança.

Outro aspecto a ser observado diz respeito à fragmentação da vegetação nativa. No caso da Mata Atlântica, embora a grande maioria dos remanescentes tenha menos de 50 ha (0,5 km²) e quase metade da floresta esteja a menos de 100 metros de uma área de borda, as tendências de fragmentação florestal variam no espaço geográfico e ambiental (Ribeiro *et al.* 2009). Nas florestas mais sazonais do interior e na região do rio São Francisco constata-se a permanência de apenas 5% a 7% da cobertura original, enquanto que mais de 30% da cobertura está mantida nas florestas úmidas da Serra do Mar. Dados de Soares-Filho *et al.* (2014) apontam que 53% da vegetação nativa no Brasil ocorre em propriedades privadas. Com isso, de acordo com as diretrizes da Lei de Proteção à Vegetação Nativa (Novo Código Florestal, Lei 12.651/2012), a extensão de vegetação nativa que ainda poderia ser legalmente desmatada no país chega a 880 mil km² (Bran-

calion *et al.* 2016; Vieira *et al.* 2018). Por outro lado, a implementação do mesmo instrumento legal prevê a recuperação de grandes áreas de vegetação nativa em regiões degradadas, como é o caso das bacias do rio Doce (Pires *et al.* 2017) e do Estado do Rio de Janeiro (Rezende *et al.* 2018; Loyola *et al.* 2018). Tal fato ressalta a importância das diferenças no histórico do uso da terra no país, e da eficácia do estabelecimento de instrumentos legais nos diversos biomas brasileiros. Essas informações precisam ser consideradas em qualquer cenário futuro de aplicação desta e de outras políticas públicas.

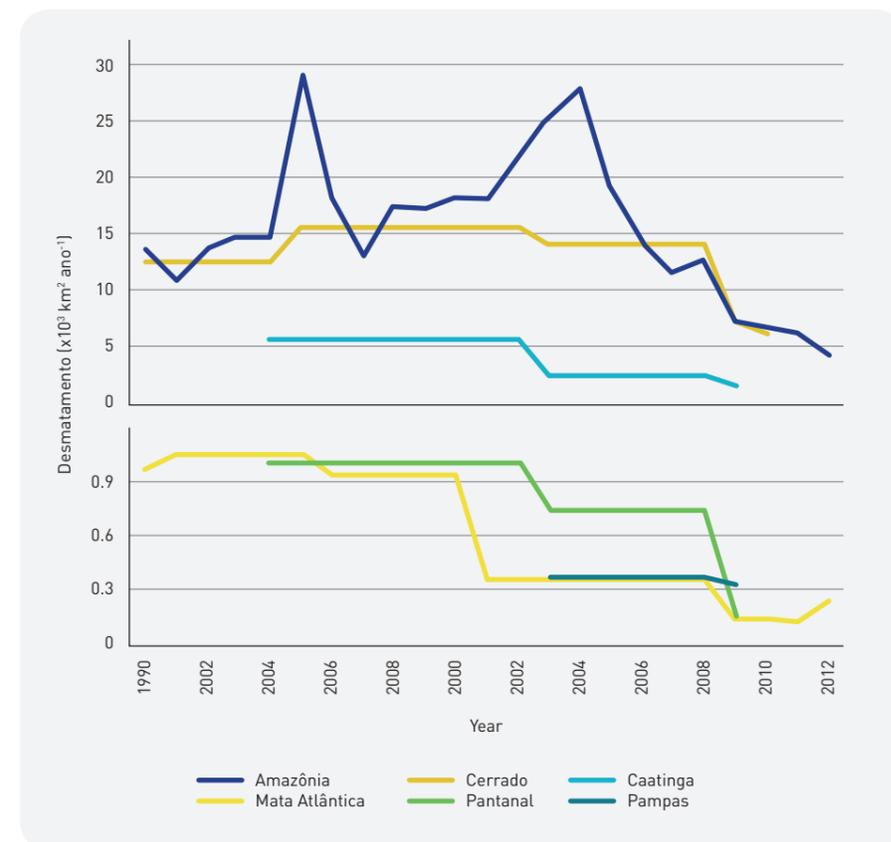


Figura 4.5. Evolução das taxas de desmatamento para todos os biomas brasileiros (Adaptado de Lapola *et al.* 2014).

Avançar nas boas práticas de produção agropecuária – como o aumento da cobertura do solo, o controle de erosão superficial e a diminuição do uso de agroquímicos (Merten & Minella 2013) – é uma das estratégias eficazes e centrais para a composição de paisagens multifuncionais, a sustentabilidade da produção de alimentos e a conservação ambiental (Strassburg *et al.* 2017).

Os modelos de mudança de uso da terra ainda são incapazes de projetar, com alta confiabilidade, as trajetórias futuras de desmatamento. Isso se dá em razão da complexidade dos arranjos entre as forças, que dificulta prever as modificações

nas políticas ambientais vigentes e a evolução do mercado para a expansão agrícola (Soares-Filho *et al.* 2006; Lapola *et al.* 2011; Dalla-Nora *et al.* 2014; Strassburg *et al.* 2017). Apesar disso, as projeções de alterações futuras no uso e na cobertura da terra são ferramentas úteis para a exploração de diferentes trajetórias, de acordo com cenários de políticas públicas ambientais e de expansão agrícola.

4.3.3. Invasões biológicas

A Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (2006) define como exóticas as espécies que se encontram fora da sua área de distribuição natural. As espécies exóticas capazes de ultrapassar barreiras à colonização, à reprodução e à dispersão podem tornar-se espécies invasoras, causando impactos aos ecossistemas e à biodiversidade por meio do processo conhecido como invasão biológica (Valéry *et al.* 2008, Sampaio & Schmidt 2013). Espécies exóticas invasoras são reconhecidas como uma das principais ameaças à biodiversidade em nível global, e no Brasil vêm ocasionando desequilíbrios em diferentes escalas e sistemas perpassando por impactos nos ecossistemas naturais e nos sistemas produtivos até impactos na saúde pública (Capítulo 3, Seção 3.4.4).

A Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, compilada pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, conta atualmente com 444 espécies de táxons variados; na flora, os registros chegam a aproximadamente 150 espécies (Capítulo 3, seção 3.4.3). As espécies exóticas de plantas com alto potencial de invasão no território brasileiro – sobretudo *Eucalyptus spp.*, *Pinus spp.*, samambaias, gramíneas africanas e algumas leguminosas – têm grande habilidade ecológica para sobreviver em ambientes com níveis elevados de alteração. Isso demonstra que muitas das invasões biológicas no Brasil não são de um agente de perturbação biológica em si, mas podem ser consequência de ações antrópicas anteriores, que propiciaram ambientes favoráveis à invasão, por meio da introdução de espécies e de distúrbios provocados no ambiente físico (e.g. desmatamento; Matos & Pivello 2009; Zenni & Ziller 2011).

Prevê-se que espécies de plantas invasoras (e.g. algumas samambaias e gramíneas) continuarão expandindo suas populações em áreas da Amazônia, do Cerrado e da Mata Atlântica (Pivello *et al.* 1999; Silva & Matos *et al.* 2002; Carvalho *et al.* 2013; Sampaio & Schmidt 2013). Ao competirem com a vegetação original, estas espécies ameaçam a biodiversidade e afetam a sua regeneração natural, pois impedem a germinação e o desenvolvimento das espécies nativas. Elas acarretam também o aumento da frequência de incêndios pelo acúmulo de biomassa, a alteração no ciclo de nutrientes, a exclusão de espécies, a diminuição da riqueza e a modificação abrupta na estrutura das comunidades (Silva & Matos 2006; Matos & Pivello 2009; Martins *et al.* 2011). Sem controle, o ritmo e a extensão das invasões influenciarão de maneira imprevisível outros

agentes de mudança global, principalmente a alteração dos gases de efeito estufa na atmosfera (Mack, 1996). Como citam Mack *et al.* (2000), a transformação de ecossistemas na Amazônia por meio da queima de florestas, e sua substituição por gramíneas africanas, podem ser destacadas como um exemplo preocupante: dada a extensão das florestas neotropicais, conversões contínuas em pastagens podem exacerbar o acúmulo de dióxido de carbono na atmosfera, influenciando o clima global. A persistência destas gramíneas exóticas invasoras limita o desenvolvimento das espécies florestais nativas nas áreas desmatadas, o que inibe o processo de recolonização e a sucessão de espécies nativas nas áreas convertidas em pastagens na Amazônia. O que antes era considerado como um grande reservatório de carbono florestal poderá ser permanentemente substituído por áreas de pastagens ou áreas semelhantes a savanas (Mack *et al.* 2000).

Em relação à fauna exótica invasora, a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras registra cerca de 60 animais terrestres e mais algumas espécies da fauna marinha e aquática (Capítulo 3, Seção 3.4.3). Exemplos incluem o mosquito africano (*Aedes aegypti*), a abelha e a lebre europeias (*Apis mellifera* e *Lepus europaeus*), o caramujo gigante (*Achatina fulica*), o javali (*Sus scrofa*) e a truta (*Oncorhynchus mykiss*), dentre outros. Destes registros, sabe-se que 75% das espécies foram introduzidas intencionalmente, em parte para uso ornamental e de criação (Almeida & Carneiro-Leão 2009). Muitas delas se disseminaram por grande parte do território brasileiro e agora geram impactos ambientais, econômicos e sanitários, por vezes irreversíveis (Capítulo 3, Seção 3.4.3). Os danos econômicos relacionam-se, por exemplo, aos prejuízos causados a indústrias, culturas e usinas de geração de energia. Os prejuízos sanitários são principalmente atrelados à entrada de patógenos e parasitas vetores de doenças, que impõem risco à saúde humana e animal. Parte dos desequilíbrios ambientais são associados à extinção local de espécies nativas, às alterações de ciclos ecossistêmicos e diminuição da riqueza e da disponibilidade de serviços ecossistêmicos, e à redução de áreas efetivas de proteção de espécies nativas vulneráveis. A introdução de espécies exóticas provoca impactos difíceis de serem mitigados ou impossíveis de serem compensados (Moura-Brito & Patrocínio 2006). Nesta linha, Magalhães *et al.* (2011) preveem que as mudanças promovidas pelo Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651, de 25 de maio de 2012) levarão a uma intensificação da tendência de introdução de peixes não nativos, devido à ocupação humana nas Áreas de Preservação Permanente (APPs). Este tipo de ocupação pode acarretar a degradação de ambientes aquáticos e a extinção da ictiofauna nativa de algumas regiões, impulsionada pela presença de espécies como trutas, tucunarés e tilápias. As solturas indiscriminadas de diferentes espécies de peixes ornamentais não nativas influenciam as mudanças na atual composição e riqueza de espécies e aceleram a taxa de homogeneização biótica regional e global (Magalhães *et al.* 2011). A homogeneização biótica, por sua vez, suscita

um aumento esperado da similaridade genética, taxonômica ou funcional entre regiões e biomas ao longo do tempo, o que poderia ocasionar o comprometimento da biodiversidade nacional, em longa escala temporal (Magalhães *et al.* 2011).

Compreender as tendências dessas invasões biológicas (Sales *et al.* 2017b) é de suma importância para se entender o funcionamento e a manutenção da qualidade dos ecossistemas naturais no Brasil, uma vez que a presença de espécies invasoras está geralmente associada à perda da biodiversidade (McGeoch *et al.* 2010). Dada a falta de políticas que efetivamente controlem, previnam ou detenham as invasões biológicas no país (muito embora o MMA tenha iniciado um esforço ao publicar uma Estratégia Nacional para Espécies Invasoras – Resolução Conabio nº 5 de 2009), é de se esperar uma tendência de sua continuidade pelas próximas décadas. Neste sentido, Vitule *et al.* (2012) e Frehse *et al.* (2016) destacam que os registros sobre os impactos da introdução de espécies não nativas, feitos até então, são altamente negativos em balanços custo-benefício. Isto não deve ser diferente no futuro próximo, para o qual espera-se que os prejuízos sigam eminentes em países em desenvolvimento e megabiodiversos (Vitule & Prodocino 2017, Frehse *et al.* 2016).

Apesar dessas informações, nota-se grande carência de estudos sobre as tendências de impactos na biodiversidade relacionados às invasões biológicas no Brasil. Em parte, isto se deve ao fato de esta ser uma ciência ainda incipiente no país. A revisão sistemática conduzida por Frehse *et al.* (2016) sobre os estudos de invasões de espécies não nativas no Brasil mostra que as publicações acerca do tema começaram a aumentar após o ano 2000. Majoritariamente, a concentração destas pesquisas se dá na Mata Atlântica e no Cerrado. Como país megabiodiverso e signatário de convenções internacionais que visam a manutenção do meio ambiente e da biodiversidade, o Brasil deve buscar medidas efetivas para implementar ações de gestão e manejo direcionadas ao controle e à erradicação de espécies exóticas invasoras no território nacional. A expectativa de aumento dos impactos negativos causados por essas espécies ameaça a biodiversidade, a economia e a saúde pública no país.

4.3.4 Urbanização

Vivemos no século das cidades. Até o final do século 21, estima-se que 80% da população mundial residirá em centros urbanos. Isto traz grandes implicações para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Por serem centros de demanda de serviços ecossistêmicos e de impacto ambiental, os sistemas urbanos constituem o componente principal da interação entre pessoas e natureza (Elmqvist *et al.* 2013). Por estas razões, e porque os centros urbanos são considerados uma conquista rumo à inovação para a sustentabilidade, o futuro das cidades determinará o futuro da humanidade e do planeta (Elmqvist *et al.* 2013; West 2017).

Visualizar este futuro e contemplar as possíveis trajetórias do “urbanoceno” é ainda uma promessa (West 2017). Apesar da fundamental importância dos sistemas urbanos para o futuro e da crescente presença de estudos de cenários na literatura científica (Gadda *et al.* 2017), a ciência carece de pesquisas que tratem explicitamente do território urbano. Faltam informações sobre o impacto da urbanização para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Tampouco há dados sobre a relevância das intrincadas relações entre as políticas urbanas, o estilo de vida nas cidades e os ecossistemas que proveem serviços essenciais ao bem-estar humano, tão necessários para a tomada de decisão política. O uso de modelos preditivos pode ser útil nesse contexto, particularmente aqueles que consideram a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos como parte dos complexos sistemas socioecológicos que são as cidades. Dada ainda a carência de modelos preditivos específicos, neste capítulo usamos as projeções disponíveis, de modo a inferir sobre a futura relação da biodiversidade e dos ambientes urbanos.

Na década de 1970, a população urbana já era majoritária no Brasil. Nos anos 2000, ela representava mais de 80% dos habitantes do país. O padrão de urbanização brasileiro, assim como o da maior parte dos países latino-americanos, é caracterizado pela rapidez e pela concentração desproporcional de população e atividades em uma cidade “central”, em detrimento de outras – padrão conhecido como macrocefalia urbana. O IBGE (2017) identifica que as 17 maiores cidades brasileiras – aquelas com população maior que 1 milhão de habitantes – abrigam 22% de toda a população do país. Duas megacidades mundiais estão no Brasil: São Paulo e Rio de Janeiro. Segundo o IBGE (2013), a população brasileira deve atingir seu pico em 2042, totalizando pouco mais de 228 milhões de habitantes, sendo previsto que este incremento continuará concentrado em áreas urbanas.

A expansão urbana em si é tida como futura agravante da perda de biodiversidade nos diversos biomas do território brasileiro. Em estudo detalhado sobre sistemas urbanos e biodiversidade – o *Cities and Biodiversity Outlook* (2013)³ – concluiu-se que sete dos países megabiodiversos, incluindo o Brasil, estão enfrentando rápida urbanização e sérios riscos de impactos adversos nos ecossistemas que proveem serviços fundamentais para a população. Por exemplo, a Mata Atlântica, bioma mais urbanizado atualmente no país, abriga 60% da população brasileira, sendo a maioria em área costeira (IBGE 2013). Nesse bioma, encontram-se 38 das 50 maiores cidades brasileiras e oito das 10 maiores regiões metropolitanas (IBGE 2016), cuja população urbana continua crescendo (Ojima & Martine 2012).

Essa urbanização intensa pode impactar negativamente a biodiversidade das áreas periurbanas. Güneralp *et al.* (2013) estimaram uma intensificação da perda

de biodiversidade na Mata Atlântica e no Cerrado, associada à ampliação do espraçamento urbano na proximidade de áreas de proteção. Em relação à extensão urbana observada em 2000, eles detectaram um crescimento três vezes maior na Mata Atlântica e duas vezes superior no Cerrado. A urbanização também abala a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos de forma indireta, por meio da demanda de recursos naturais pelas atividades urbanas, e trata-se de um complicador de envergadura mundial (Seto *et al.* 2012; Seitzinger *et al.* 2012).

O Brasil ainda não conta com políticas públicas explícitas que relacionem o desenvolvimento urbano, o uso da terra e a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Contudo, a maneira como a urbanização impactará a integridade dos processos ecossistêmicos, tanto em áreas de proteção muito próximas às zonas de expansão urbana como em trechos remotos, dependerá do sistema de governança (Puppim de Oliveira 2011). Afinal a urbanização deve ser entendida não apenas como um fenômeno demográfico ou socioeconômico, mas também como um processo de transformação ecológica de causa antrópica, afetando os ecossistemas terrestres desde o nível local até o global (Huang *et al.* 2010). Assim, a urbanização – entendida como a dinâmica urbana de “apropriação” direta ou indireta da natureza para suas atividades – pode ser caracterizada como uma força emergente para a perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos em todas as escalas espaciais. Neste contexto, estudos sugerem ser relevante uma maior compreensão (1) dos impactos dos processos urbanos em território nacional, e (2) dos processos de teleacoplamentos urbanos (interações socioeconômicas e ambientais entre os sistemas acoplados – natural e humano – através de grandes distâncias, tal como apresentado abaixo), recentemente abordados pela literatura científica internacional (Seto *et al.* 2012; Seitzinger *et al.* 2012).

O primeiro caso – o impacto dos processos urbanos – pode ser ilustrado por meio da “pegada ecológica” urbana: a extensão de terra necessária para suprir a demanda de recursos naturais por uma população urbana. A estimativa da pegada ecológica *per capita* para a cidade de São Paulo, por exemplo, é 25% maior do que a do Estado de São Paulo, e 49% maior do que a média do Brasil. Um total de 81% da pegada ecológica da capital paulista foi atribuída à apropriação de áreas de floresta, pasto e agricultura que, por sua vez, fornecem, respectivamente, produtos derivados de fibras e madeira e alimentos (WWF, 2012). Por sua vez, os teleacoplamentos urbanos são associados à crescente conversão de áreas naturais em terras aráveis que municiam insumos alimentares para a criação de animais destinados ao consumo urbano em outras partes do mundo (Defries 2010; FAO 2017). Um caso emblemático de *telecoupling* é o contínuo desmatamento na Amazônia pela demanda de soja por países afluentes e altamente urbanizados, como Estados Unidos e Japão, e pela emergente China, que está se urbanizando rapidamente (Rudel *et al.* 2009; Sun 2017). Fatores econômicos e demográficos vêm mudando os padrões mundiais de consumo urbano de forma quantitativa e

3. www.cbobook.com

qualitativa. As projeções indicam que a demanda mundial por alimentos crescerá em 50% entre 2012 e 2050, enquanto os ecossistemas dos quais esta produção depende estarão sob crescente estresse (FAO 2017). É sabido, por exemplo, que o consumo de proteína animal se intensifica à medida que cresce a renda de uma população (FAO, 2017), e que o produto animal requer grande quantidade de insumos, de água e de extensões de terra (Horrigan *et al.* 2002; Gadda & Gasparatos 2009). Assumindo-se que a tendência de aumento de renda e de consumo mundiais prosseguirá no futuro próximo, espera-se uma repercussão negativa na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos em nível nacional (FAO 2017). O Brasil segue essa tendência por meio da conversão recorrente de ecossistemas naturais para a expansão da agricultura e da pecuária. Embora a biocapacidade do país esteja em declínio desde os anos 1960 (WWF 2012), o Brasil continua ofertando terras aráveis e água doce para o desenvolvimento da agropecuária, gerando expressivas mudanças no uso da terra.

No contexto atual de mudanças ambientais globais, argumenta-se pelo reconhecimento de que as áreas urbanas são parte significativa da biosfera (Elmkvist *et al.* 2013) e que políticas urbanas são fundamentais para que o Acordo de Paris e várias das metas de Aichi sejam atingidos. Isto sugere que o planejamento urbano e a gestão territorial devam contemplar as relações socioecológicas, que hoje estão fragmentadas em políticas setoriais e desconectadas entre o território urbano e não urbano. Estudos de cenários para o Brasil poderão explorar mais explicitamente a posição crucial da gestão urbana, incluindo questões de abordagem sistêmica (Bai *et al.* 2016), consumo consciente e a “gestão (*stewardship*) planetária” preconizados pela Nova Agenda Urbana (ONU 2016), além dos seus respectivos impactos para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. O conhecimento dos padrões de urbanização do país, abordados pela literatura especializada, poderá ajudar na construção de cenários mais adequados que contemplem a intrincada relação entre a perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, a urbanização e o bem-estar humano. Por exemplo, o trabalho de Marcotullio & McGranahan (2012), evidenciando a relação das agendas ambientais urbanas com níveis de renda e diferentes escalas espaciais e temporais de impacto, fornece uma ferramenta analítica que poderia subsidiar novas visões de futuro (Quadro 4.2).

Face aos elos existentes entre sociedade e biodiversidade, novos modelos de avaliação dos impactos das mudanças ambientais propõem uma combinação de dois índices – um associado à magnitude das alterações na escala regional em relação à mudança global; e outro vinculado à vulnerabilidade da população local – para sintetizar uma análise de *hotspots* socioclimáticos; isto é, áreas com grandes mudanças regionais e/ou população altamente vulnerável (Torres *et al.* 2012). Dessa forma, áreas sob maior risco de mudanças climáticas regionais futuras podem ser avaliadas à luz da localização de *hotspots* socioclimáticos (Figura 4.6, adaptado de Darela-Filho *et al.* 2016).

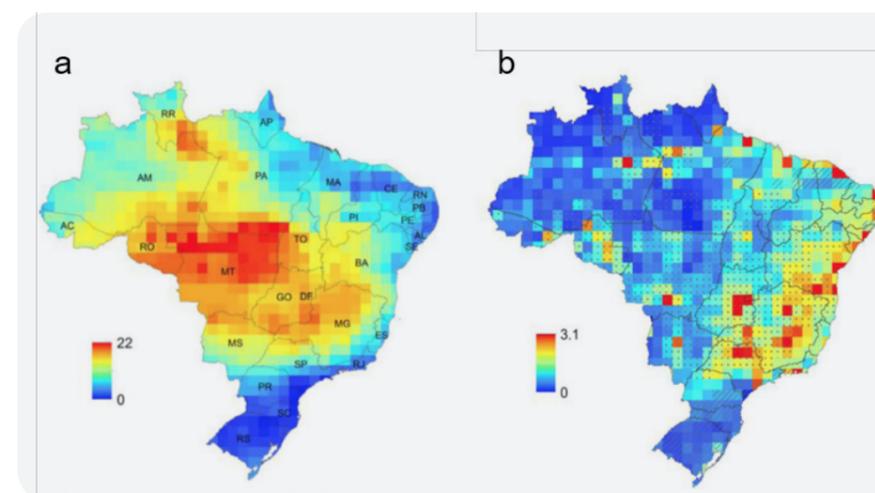


Figura 4.6. (a) índice de mudança climática regional (*Regional Climate Change Index* – RCCI, adimensional) que sintetiza em um único mapa dados de mudança de temperatura e precipitação oriundos de mais de 100 projeções climáticas dos modelos utilizados no quinto relatório do IPCC (Modificado de Torres & Marengo 2014) e (b) índice de vulnerabilidade socioclimática que congrega o RCCI e indicadores sociais de vulnerabilidade a mudanças climáticas. O mapa resultante indica onde se localizam, em uma base relativa no território nacional, as populações mais vulneráveis a mudanças climáticas futuras (Adaptado de Darela Filho *et al.* 2016).

QUADRO 4.2

Teoria de transição ambiental urbana

O padrão de urbanização brasileiro é caracterizado pela simultaneidade de diversas agendas ambientais urbanas. Desafios ambientais urbanos de caráter essencialmente local e emergencial, com implicações para a saúde humana, coexistem com aqueles relacionados ao consumo e ao aumento de renda. No primeiro caso, a agenda ambiental urbana caracteriza-se sobretudo pelas questões de saneamento urbano, atreladas a um estado de desenvolvimento econômico baixo. Diferentemente, o impacto da agenda relacionada ao consumo tende a ultrapassar o nível local, podendo ser percebido globalmente, de maneira retardada (ao longo de várias décadas, por exemplo) e com implicações para o sistema de suporte da vida – como é o caso das mudanças climáticas e da perda de biodiversidade. Esse padrão de simultaneidade de agendas ambientais exige que as futuras soluções de gestão ambiental urbana no Brasil considerem essa realidade e sejam desenhadas para responder, em sinergia e concomitantemente, a mais de um problema ambiental.

Marcotullio & McGranahan 2012

4.3.5 Infraestrutura

A infraestrutura também tem relação direta com as mudanças na cobertura e no uso da terra em assentamentos urbanos e, portanto, com a fragmentação

de habitats, afetando a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Raisig 2015; Bager *et al.* 2016). Dados científicos de diversas regiões no Brasil demonstram que as áreas de baixa densidade rodoviária apresentam melhores estados de conservação em comparação àquelas com alta conectividade rodoviária a mercados e portos importantes (Araujo *et al.* 2010; Tejada *et al.* 2016). Áreas protegidas e territórios indígenas podem influenciar nesse processo, contendo a expansão da infraestrutura (Raisig 2015). Nos modelos disponíveis de cobertura e de uso da terra para o Brasil, as rodovias são variáveis determinantes para explicar o desmatamento atual e futuro (Laurance *et al.* 2001; Aguiar *et al.* 2016; Soares Filho *et al.* 2006; Gomez 2017). Aguiar *et al.* (2016) propõem uma avaliação de futuros possíveis para a região amazônica utilizando modelagem computacional e estratégias de construção de cenários. Neste trabalho, os autores identificam os principais vetores de alteração na cobertura e no uso da terra na região, mostrando que as conexões entre as regiões da Amazônia sob maior pressão de alteração da cobertura da terra e os mercados do Sudeste e do Nordeste do país, foram decisivas para as taxas de desmatamento. No Brasil, observa-se uma relação direta entre a densidade de rodovias e os impactos na cobertura vegetal nativa (Figura 4.7).

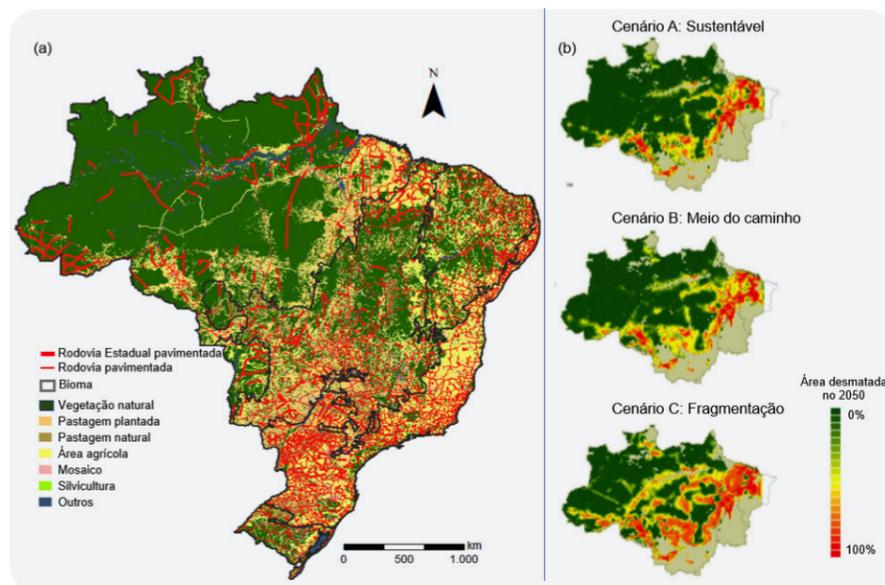


Figura 4.7. Rodovias pavimentadas (CNT 2017) e cobertura e uso da terra no Brasil em 2014 (IBGE 2014) (a) importância da infraestrutura de conexão a mercados (como estradas) para a alteração da cobertura do solo; (b) cenários de uso da terra para a Amazônia em 2050 (Aguiar *et al.* 2016), com relação ao desmatamento, considerando um futuro de "Fragmentação", um intermediário "Meio do caminho", e um "Sustentável".

Apesar de as rodovias figurarem como variáveis determinantes na força de mudança no uso da terra, tal como indicado em modelos preditivos (Aguiar *et al.* 2016; Soares Filho *et al.* 2006; Tejada *et al.* 2016), nem todas têm a mesma influência nos modelos. Aguiar *et al.* (2016) observam que seus impactos dependem, por exemplo, dos incentivos econômicos atrelados à rodovia em questão

(ex. mercados regionais ou portos) e do tipo de conectividade existente com estes incentivos (ex. rodovia pavimentada ou não pavimentada). Entretanto, os esforços de modelagem do uso da terra que consideram a infraestrutura e a conexão a mercados no Brasil foram desenvolvidos majoritariamente para a Amazônia e o Cerrado; pouco se sabe sobre seus impactos em outras áreas naturais do país (Aguiar *et al.* 2007; Aguiar *et al.* 2016; Tejada *et al.* 2016; Gomes 2017).

O desenvolvimento unilateral da infraestrutura pode levar às disparidades sociais e/ou ambientais. Economias que optaram pela exportação de commodities, em detrimento do aprimoramento dos setores de inovação tecnológica, apresentam uma maior desigualdade social e de renda quando comparadas àquelas cujo foco central dos investimentos é o desenvolvimento tecnológico (Hartmann *et al.* 2017). Esse padrão é observado na Amazônia (Silva *et al.* 2017) e dados indicam que os municípios que mais desmatam, sob a justificativa de incrementar a promoção econômica por meio da atividade rural, não exibem proporcional melhoria nas condições de bem-estar humano. Neste caso, o avanço de atividades agrícolas em áreas com recursos naturais não tem trazido benefícios sociais amplos; ao contrário, tem gerado concentração de renda (Silva *et al.* 2017). Tal situação contextualiza a necessidade de revisão da valoração dos supostos benefícios que a perda de biodiversidade traz em nome do desenvolvimento econômico. Este, se não for adequadamente planejado, pode incitar a exclusão social. As trajetórias a serem seguidas nos cenários de uso da terra precisam contabilizar as vantagens e os prejuízos ambientais decorrentes da conversão de florestas ou outros ecossistemas naturais em áreas de produção agropastoril, não apenas no curto prazo, mas também em escalas temporais mais longas (Ometto *et al.* 2016; Sousa-Neto *et al.* 2014; Tejada *et al.* 2016).

4.3.6 Poluição

A poluição resulta da introdução pontual ou difusa de substâncias ou energia em quantidade suficiente para causar efeitos adversos sobre organismos ou sobre o funcionamento de ecossistemas, impactando inclusive o bem-estar humano. A poluição atmosférica e da água ainda é responsável por parte considerável dos óbitos registrados no Brasil, apesar de o país estar em situação comparável à de países desenvolvidos (Landrigan *et al.* 2018). Em São Paulo, ela supera as mortes causadas por acidentes de trânsito (Relatório Instituto Saúde e Sustentabilidade 2012). Cenários futuros que incorporam a importância desta força estão intimamente atrelados ao modelo e às taxas de crescimento populacional e urbano das próximas décadas (Instituto Trata Brasil, 2014). Esse processo deverá ter consequências significativas nos níveis de poluição e nos seus efeitos sobre os sistemas naturais e antrópicos (Instituto Trata Brasil, 2014).

Os principais compartimentos afetados pela poluição são a atmosfera e os corpos hídricos superficiais, embora solo e lençóis freáticos também sejam vulnerá-

veis. Devido à natureza geralmente crônica do lançamento de poluentes no meio ambiente, os impactos sobre a biodiversidade podem ser substanciais, tanto pela diminuição da diversidade genética, quanto, mais radicalmente, pela extinção local de espécies via alteração nas condições de seu habitat (Quadra *et al.* 2016; Pomati *et al.* 2017). Formas agudas de poluição podem trazer resultados severos para a biodiversidade, pela sua intensidade e por não viabilizarem o tempo de ajuste necessário para as espécies. Projeções futuras sobre a relevância desta forçante estão focadas na ocorrência das formas crônicas de poluição, uma vez que as agudas são mais difíceis de serem modeladas.

Entre os sistemas mais ameaçados pela poluição, os corpos hídricos merecem especial atenção por sua susceptibilidade a uma vasta gama de compostos. A estimativa é a de que o aumento no uso de fertilizantes em áreas cultivadas terá um impacto expressivo na poluição de corpos hídricos, comprometendo significativamente estes ecossistemas (ANA, 2012). Compostos como metilmercúrio, hormônios sintéticos e naturais, microplásticos, herbicidas e pesticidas, cafeína e metais pesados são comprovadamente prejudiciais para organismos e ecossistemas do país (Quadra *et al.* 2016; da Silva *et al.* 2017). Alguns são classificados como poluentes emergentes e surgem como uma nova forma de contaminação em ecossistemas aquáticos, capaz de perturbar importantes processos ecológicos (Quadra *et al.* 2016). O efeito do descarte inadequado de medicamentos e de outras formas de poluição sobre a abundância e a riqueza de organismos aquáticos no Brasil – assim como impactos nas interações tróficas em ambientes aquáticos – é agravado pela baixa eficiência na remoção destes compostos do ecossistema (Quadra *et al.* 2016; Semedo-Lemsaddek *et al.* 2018). No cenário mundial, o país se destaca pelas elevadas concentrações das formas de estradiol e cafeína na água, apesar de apresentar níveis mais baixos de poluentes emergentes (Quadra *et al.* 2016). De acordo com o Panorama de Qualidade das Águas Superficiais do Brasil (ANA 2012), o engajamento dos múltiplos setores envolvidos na gestão dos recursos hídricos é um dos principais desafios para garantir uma provisão de qualidade. E a gestão da água deve focar no investimento em infraestrutura, visando ampliar a rede de saneamento em todo o território, sobretudo nas regiões mais populosas do país. Cabe ressaltar a urgência no aperfeiçoamento deste setor, tendo em vista que vetores de uma grande quantidade de doenças são favorecidos por condições inadequadas da água.

Dentre as mortes na população humana causadas por poluição no Brasil, a atmosférica é responsável por dois terços dos casos (Landrigan *et al.* 2018). Ainda pouco se sabe, contudo, acerca dos efeitos sobre outros organismos e sobre processos ecológicos. Menos explícita, mas com potencial para abalar importantes processos ecológicos, a poluição luminosa nas cidades pode afetar substancialmente a ocorrência e as interações entre espécies em sistemas naturais. Estudo na região de Sorocaba, em São Paulo, salienta os impactos negativos da foto

poluição em vagalumes do gênero *Photinus* (Lampiridae), que apresentaram redução de cerca de 80% nos seus padrões de atividade e de ocorrência (Hagen *et al.* 2015). A previsão é a de que o adensamento populacional nas cidades, junto à baixa capacidade de ajuste de infraestrutura, elevará a importância da poluição como uma forçante para a perda de biodiversidade e o comprometimento dos serviços ecossistêmicos (MEA 2003). Enquanto várias formas de vida experimentam negativamente os efeitos decorrentes da poluição, outras promovem ativamente a remediação de seus impactos. Por exemplo, algumas bactérias conseguem metabolizar contaminantes oleosos, evidenciando a relevância deste tipo de serviço ambiental nas próximas décadas (Peixoto *et al.* 2011).

4.4. RELAÇÕES DE CUSTO-BENEFÍCIO E COBENEFÍCIOS ENTRE MÚLTIPLOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

A construção de cenários futuros para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil torna-se ainda mais desafiante quando é adicionada a questão das relações de custo-benefício e cobenefícios. Relações de custo-benefício emergem quando uma mesma atividade gera efeitos discordantes ou antagônicos, enquanto que cobenefícios se referem à concordância ou à sinergia entre múltiplos serviços ecossistêmicos. Por exemplo, o incremento na recomposição da vegetação nativa é capaz de garantir a biodiversidade local e a harmonia paisagística, aumentar o sequestro e o estoque de carbono, e promover maior infiltração de água no solo, reduzindo o escoamento superficial e aumentando o tempo de residência da água no solo. Por outro lado, pode diminuir a disponibilidade de terra para a produção de alimentos e a expansão urbana (Brancaion *et al.* 2016; Strassburg *et al.* 2017; Vieira *et al.* 2018). A existência destas relações deverá ser um componente importante no país para o estabelecimento de cenários futuros, uma vez que pode contribuir significativamente na tomada de decisão (Duarte *et al.* 2016, Kennedy *et al.* 2016). Os critérios e a prevalência de determinado benefício em relação ao outro dependem do contexto em que uma dada intervenção se insere (Duarte *et al.* 2016). A integração de sistemas naturais, urbanos e rurais é uma das principais questões associadas às relações de custo-benefício e cobenefício (Figura 4.8).

O relatório da IPBES para a região das Américas ressalta a relevância das relações de custo-benefício e cobenefício no que tange a conservação de florestas secas e úmidas do continente, sobretudo tendo em vista a pressão sobre estes sistemas. No Brasil – detentor da maior floresta tropical do planeta e líder mundial na produção de uma série de commodities – a mudança no uso da terra é o maior vetor de perda de biodiversidade (Capítulo 3). Essa situação acarreta os principais conflitos e entraves políticos existentes no país. De um lado encontra-se o movimento socioambiental que exige a conservação de áreas com vegetação nativa. Em oposição, o movimento ruralista vale-se do argumento econômico

para afrouxar as leis ambientais vigentes e viabilizar a expansão agrícola. Estudos que exploram os diferentes cenários de uso da terra apontam os potenciais impactos, positivos e negativos, que o estabelecimento de determinadas leis teria para uma série de serviços ecossistêmicos (seção 4.2).

A maior parte dos estudos que propuseram a relação entre múltiplos serviços ecossistêmicos utilizou os benefícios e os contrapontos associados à conservação e à restauração da vegetação nativa. Em especial, estas pesquisas incorporam preponderantemente os biomas florestais do país, em consonância com a expansão agrícola, com os compromissos internacionais e com a legislação ambiental vigente. Por exemplo, a manutenção da vegetação nativa próxima às produções de grãos de café pode maximizar as taxas produtivas em até 28%, por aumentar as taxas de polinização (Saturni *et al.* 2016). De maneira geral, a manutenção e a restauração de áreas com vegetação nativa garante:

a) o sequestro e o estoque de carbono (Chiabai *et al.* 2011; Soares-Filho *et al.* 2014, 2016; Strassburg *et al.* 2014, 2017; Chaplin-Kramer *et al.* 2015; Althoff *et al.* 2016; Chazdon *et al.* 2016; Dias *et al.* 2016; Vieira *et al.* 2018).

b) a exploração de produtos madeireiros e não madeireiros (Chiabai *et al.* 2011; Dias *et al.* 2016).

c) o uso passivo e ativo para o turismo (Chiabai *et al.* 2011; Brancalion *et al.* 2014).

d) diversidade taxonômica, funcional e filogenética das espécies que ocupam o habitat (Banks-Leite *et al.* 2014; Petz *et al.* 2014; Chaplin-Kramer *et al.* 2015; Saturni *et al.* 2016; Zwiener *et al.* 2017).

e) controle da erosão do solo e da qualidade da água (Schulz *et al.* 2015; Chaplin-Kramer *et al.* 2016; Kennedy *et al.* 2016; Pires *et al.* 2017).

Em contrapartida, a manutenção de áreas com vegetação nativa está diretamente relacionada com a diminuição da capacidade produtiva do país (Bernard *et al.* 2011), apesar de não serem esperadas perdas significativas no PIB nacional (Banks-Leite *et al.* 2014). De forma a conciliar essas pressões, estudos recentes propuseram mecanismos para assegurar a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (por meio da preservação da vegetação nativa) e a manutenção e expansão da atividade agrícola no Brasil. Entre eles, destacam-se os mecanismos de *land sparing*, *land sharing* e pagamento por serviços ambientais (PSA) (ver Capítulo 3: figura 3.16 e quadro 3.16). A viabilidade destes depende do contexto de uso da terra (Strassburg *et al.* 2014; Latawiec *et al.* 2015; Pompeu *et al.* 2018) e do cenário de desenvolvimento do país (Schulz *et al.* 2015). Ademais, nem sempre os benefícios oriundos da restauração da vegetação nativa coincidem na determinação de áreas prioritárias. Um exemplo é o fato de que áreas priorizadas com base na diversidade

de fauna podem não corresponder àquelas que possibilitam os menores aportes de sedimentos para os corpos hídricos, comprometendo a qualidade da água (Kennedy *et al.* 2016). Desta maneira, estudos de priorização de áreas que englobem múltiplos serviços ecossistêmicos e componentes da biodiversidade, tendem a produzir resultados mais precisos das relações de custo-benefício da recomposição da vegetação nativa (Latawiec *et al.* 2015; Vetorazzi *et al.* 2016; Zwiener *et al.* 2017).

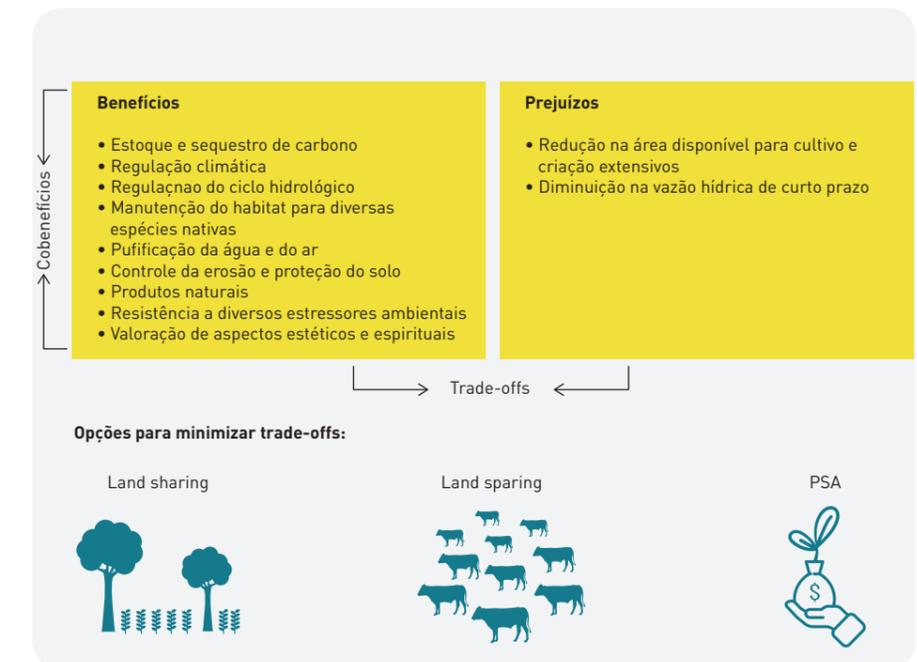


Figura 4.8. A relação entre conservação, restauração da vegetação nativa e outros serviços ecossistêmicos e mecanismos existentes para minimizar atritos.

4.5 CAMINHOS SEGUROS PARA A SUSTENTABILIDADE

4.5.1 Acordos nacionais e internacionais

O Brasil, ao assinar o Acordo de Paris (CoP21 2015), reconhece a necessidade de ações globais para o enfrentamento das mudanças climáticas, e delinea ações para a mitigação das emissões nacionais de gases de efeito estufa e a adaptação aos efeitos já preconizados de alterações no ambiente e no clima. Estes compromissos tiveram como objetivo reduzir as emissões em 37% até 2025 e 43% até 2030, tendo como referência os níveis registrados em 2005. Considerando a importância do setor de agricultura, florestas e outros usos do solo (AFOLU, da sigla em inglês) na matriz brasileira de emissões de gases de efeito estufa, as ações a serem adotadas têm efeito direto na composição da paisagem, podendo impactar positiva e negativamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Dentre os compromissos assumidos, aqueles que diretamente se relacionam à esta premissa são:

a) Aumentar a quota de biocombustíveis sustentáveis brasileira para cerca de 18% até 2030;

b) Atingir índice zero de desmatamento ilegal na Amazônia até 2030 e compensar as emissões de gases de efeito de estufa provenientes da supressão legal da vegetação até 2030. Restaurar e reflorestar 12 milhões de hectares de florestas até 2030;

c) Atingir 45% de fontes renováveis na matriz energética em 2030, expandindo a participação de fontes renováveis, outras que a geração hidrelétrica, na matriz energética para 28% e 33% em 2030, com aumento das frações das gerações eólica, solar e de biomassa. Obter também um acréscimo de 10% no ganho de eficiência no setor elétrico até 2030; e

d) Fortalecer o programa “Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono” (Plano ABC), restaurar 15 milhões de hectares adicionais de pastagens degradadas até 2030 e alcançar 5 milhões de hectares de sistemas de integração lavoura-pecuária-florestas (iLRF) até 2030.

Outras iniciativas, de igual importância, podem afetar positivamente a biodiversidade pela redução da poluição atmosférica (deposição de nitrogênio, por exemplo, é um fator de forte influência na biodiversidade de ambientes naturais, Batters *et al.* 2018) ou, indiretamente, pelo aumento da eficiência no uso de energia e infraestrutura. São elas:

e) Promover novos padrões de tecnologias limpas e ampliar as medidas para a eficiência energética e a infraestrutura de baixo carbono;

f) Ampliar as medidas de eficiência e melhorar a infraestrutura para os transportes, incluindo o transporte público em áreas urbanas e;

g) Avançar no ordenamento territorial positivo, na união entre produção e conservação. O Cadastro Ambiental Rural (CAR) pode ser um mecanismo importante para a consolidação de ações desta natureza.

4.6 LACUNAS DO CONHECIMENTO

A pesquisa sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos tem um papel fundamental no caminho para o desenvolvimento sustentável do Brasil. Entretanto, só a biodiversidade não conduzirá o país rumo a este futuro, uma vez que decisões políticas, trajetórias climáticas, padrões culturais, evolução macroeconômica e tantos outros processos e variáveis determinarão se serão ou não cumpridos os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU e suas metas, sobretudo aquelas relacionadas à biodiversidade, aos serviços ecossistêmicos

e ao conhecimento tradicional. Assim, as lacunas existentes e/ou persistentes no conhecimento acerca da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Diniz-Filho *et al.* 2013) no Brasil dificultam a definição de uma rota segura para a sustentabilidade (Pires *et al.* 2018).

Uma das maiores e mais desafiadoras lacunas é a de transformar a megabiodiversidade do país em soluções para a sociedade brasileira, ou seja, fazer uma inserção abrangente da biodiversidade nas cadeias produtivas. Isso requer políticas de fomento à pesquisa em catalogação e prospecção da biodiversidade em diferentes escalas e setores da economia. Apesar de seus 500 anos de exploração, a Amazônia gerou apenas quatro commodities amplamente comercializadas no Brasil e no exterior: a borracha, a castanha-do-pará, o açaí e o guaraná (Nobre, C. A. *apud* Caricatti 2007). O potencial de exploração sustentável de outras espécies vegetais – dentre as ~10 mil existentes na região – permanece latente. No Cerrado, muitas espécies da flora nativa são utilizadas na produção agroextrativista e na formação de cadeias produtivas de valor. Espécies como coco-babaçu (*Attalea speciosa*), pequi (*Caryocar brasiliensis*), baru (*Dipteryx alata*) e buriti (*Mauritia flexuosa*) são plantas com alto valor e potencial econômico em várias áreas do bioma. Diversas associações e cooperativas da agricultura familiar estão fortalecendo famílias de pequenos agricultores, comunidades e povos tradicionais em torno da comercialização destas espécies. É importante citar também o uso e o manejo do capim-dourado (*Syngonanthus nitens*) – sempre-viva que ocorre em faixas intermediárias de umidade nos campos úmidos do Cerrado (Schmidt *et al.* 2011) – para fabricação de artesanatos e ornamentos por comunidades quilombolas. Os produtos criados por meio desta atividade já se expandiram para todo o país e também para o comércio exterior (Schmidt *et al.* 2011).

Com a inserção efetiva da biodiversidade na economia nacional (Medeiros & Young 2011) e no dia a dia do cidadão, observa-se maior valorização pelo público em geral, tanto em termos monetários quanto culturais. Isso atenua os processos que ocasionam sua perda e degradação (e.g. perda de habitats). A elaboração de produtos ou processos baseados na diversidade biológica brasileira pode constituir uma métrica adequada para a verificação da sustentabilidade da biodiversidade.

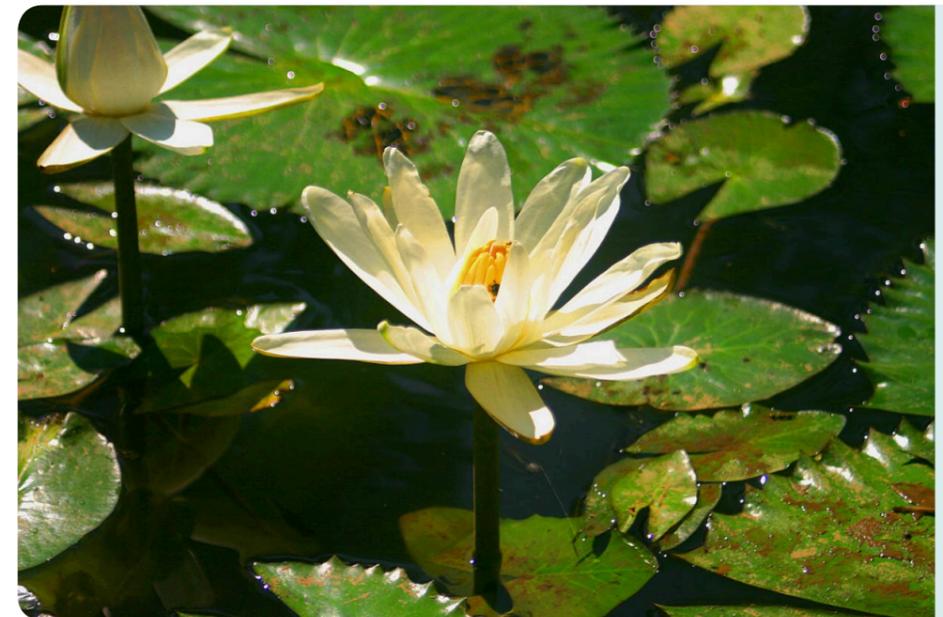
Outro grande desafio em relação ao conhecimento no assunto diz respeito à dimensão dos serviços prestados pelos ecossistemas brasileiros. Nessa linha, há a necessidade de esforço de pesquisa para a identificação e a valoração (monetária ou não monetária) dos serviços ecossistêmicos dos diferentes biomas brasileiros, assim como de seus provedores e beneficiários. O refinamento desse conhecimento é primordial para uma melhor gestão, conservação e garantia da provisão de serviços ecossistêmicos. A criação e a manutenção de um banco de dados nacional dinâmico de provisão e uso de serviços ecossistêmicos poderia ser uma estratégia inicial para o desenvolvimento sustentável. Uma tática inovadora neste sentido

seria a implementação de políticas de modalidades de conservação voltadas à preservação de serviços ecossistêmicos específicos ou grupos de serviços, em adição à conservação *strictu sensu* em unidades de conservação ou terras indígenas.

A mera consideração desses dois temas – inserção da biodiversidade na economia nacional e levantamento da real dimensão da provisão e do uso de serviços ecossistêmicos no país – é um enorme desafio de pesquisa. Um primeiro passo nessa direção deve ser dado ao se propor métodos inovadores que confirmem um caráter mais preditivo aos modelos que incluem forçantes de perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, tal como mudança no uso da terra. Hoje esses modelos possuem um papel mais de elucidação das relações causais, entre mudança no uso da terra e forçantes sócio-político-econômicas, do que um aspecto preditivo, como é o caso de modelos atmosféricos ou ecossistêmicos.

Ademais, os impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade brasileira ainda são relativamente pouco conhecidos, o que impede projeções de médio a longo prazo com elevada confiabilidade. Assim, essas projeções podem ser melhores se forem fortemente baseadas em dados de alta qualidade, advindos de experimentação em campo sobre os efeitos das mudanças climáticas para a biodiversidade e para a provisão de serviços ecossistêmicos no país. Contudo, poucos modelos incorporam a construção de cenários alternativos às tendências já estabelecidas, o que dificulta o desenho de novas trajetórias para a realidade brasileira.

Por fim, mas não menos importante: tanto a confiabilidade de cenários futuros para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, quanto a legitimidade e a chance de sucesso de qualquer política pública que possa ser influenciada por esses cenários aumentam consideravelmente quando elaborados por meio de métodos efetivamente participativos. Ou seja, que além de cientistas e tomadores de decisão também envolvam outros setores interessados da sociedade (Cáceres *et al.* 2016). Nesse contexto, ressalta-se a necessidade de uma maior eficácia da comunicação entre quem produz o conhecimento científico e setores da sociedade que poderiam se beneficiar dela, em curto prazo e para as futuras gerações.



CAPÍTULO 5 – OPÇÕES DE GOVERNANÇA E TOMADA DE DECISÃO ATRAVÉS DE ESCALAS E SETORES

Coordenador: Fabio R. Scarano

Autores: Helder Lima de Queiroz, Juliana S. Farinaci, Thais H. M. Pimenta de Almeida, Paula F. Drummond de Castro, Eduardo Dalcin, Debora P. Drucker, Leandra R. Gonçalves, Marina P. Landeiro, Celso José Monteiro Filho, Maira C.G. Padgurschi, Nathan Vogt, Rafael D. Loyola, Felipe Melo, Camila Ortolan F. de Oliveira Cervone & Bernardo Strassburg.

Citação: Scarano F.R.; Queiroz H.L.; Farinaci J.S.; Almeida T.H.M.P.; Castro P.F.D.; Dalcin E.; Drucker D.P.; Gonçalves L.R.; Landeiro M.P.; Monteiro Filho C.J.; Padgurschi M.C.G.; Vogt N.; Loyola R.D.; Melo F.; Cervone C.O.F.O.; Strassburg B. Capítulo 5: Opções de governança e tomada de decisão através de escalas e setores. In Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351.

SUMÁRIO EXECUTIVO

A governança oficial da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos no Brasil é bipolar: por um lado, instituições fortes e capazes; por outro, problemas infraestruturais, processos lentos, ineficiência nas ações e conflitos jurídicos e socioecológicos. O Brasil dispõe de uma variedade de instrumentos de política e de opções de governança socioambiental, assim como compromissos assumidos globalmente, que remetem à possibilidade de um futuro sustentável. Em contraparte, a ineficiência no controle e na gestão e o baixo incentivo ao cumprimento das regras implicam em riscos à consolidação desse futuro. A depender da escala, a capacidade e a eficiência da governança também variam, tendendo a declinar do federal para o estadual e deste para o municipal.

A janela de tempo e de oportunidades para consolidar a base de um futuro sustentável é limitada. Requer, no mínimo, assegurar o cumprimento de leis existentes através de mecanismos regulatórios e de incentivo, sempre em harmonia com os compromissos globais de sustentabilidade assumidos pelo país. Há urgência nas escolhas por esse futuro sustentável e a ciência, sempre em diálogo com outras formas de conhecimento, será essencial à boa tomada de decisão. As pressões globais e nacionais atuais, nos campos social, econômico e ambiental, são inúmeras e crescentes e o modelo de desenvolvimento vigente está prescrevendo. É preciso um novo modelo que incorpore os desafios de um planeta em rápida transformação socioambiental e climática.

Biodiversidade e ecossistemas são elementos fundamentais para o enfrentamento das crises socioeconômicas e ambientais nacionais e globais, pois trazem

novas oportunidades de desenvolvimento socioeconômico. Precisam, portanto, estar incorporados às políticas de desenvolvimento do país. Hoje, os recursos naturais recebem tratamento no âmbito de políticas setoriais. A biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (BSE) são percebidos como um obstáculo ou, no máximo, um apêndice ao processo de desenvolvimento quando, na verdade, constituem a base de ganho de competitividade em um ambiente global. Os setores produtivos estarão, cada vez mais, dependentes de práticas inclusivas e sustentáveis, circunscrevendo o desafio da criação de uma nova agenda para a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais.

O planejamento da gestão da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos deve levar em conta territórios vizinhos, para evitar problemas como o 'vazamento' e o 'transbordamento'. A gestão de recursos naturais com olhar circunscrito a um determinado território (seja uma fazenda, um centro urbano, um parque nacional ou uma unidade geopolítica), por vezes tem implicado fenômenos como os de 'vazamento' e 'transbordamento', que podem acarretar a transferência do impacto para áreas ou regiões menos protegidas legalmente. Tais efeitos decorrem de processos de 'teleconexão' entre localidades distintas, ainda pouco tratados pela ciência no Brasil.

A avaliação da efetividade e da eficácia de políticas já implementadas é crucial para seu aperfeiçoamento. Há uma grande lacuna na avaliação de políticas no Brasil, especialmente no que tange à dimensão da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. A redução das pressões e a mitigação de seus impactos dependem de políticas públicas integradas, da responsabilidade corporativa com a manutenção do capital natural nacional e da representatividade dos vários atores da sociedade civil na governança dos recursos naturais e no desenho de novas opções de desenvolvimento. Por exemplo, há necessidade de revisão, adequação e efetiva implementação de programas como o Bolsa Verde, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a Lei de Proteção à Vegetação Nativa, entre outros.

Na última década, houve avanços significativos em relação ao compartilhamento e à transparência dos dados e de informações públicas sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos (BSE), o que facilita a tomada de decisão qualificada. Porém, sérias lacunas ainda persistem. Por exemplo, são poucos os esforços para sistematizar formalmente conhecimentos não científicos e existem lacunas no conhecimento de grupos taxonômicos menos representados. As bases e os repositórios de dados de BSE ainda são de difícil absorção e compreensão para a maioria dos atores tomadores de decisão, fora da academia. Há uma óbvia assimetria de domínio que não é resolvida pela simples disponibilização pública da informação, o que demanda também que sejam viabilizados mecanismos analíticos acessíveis a todos os atores.

Para que o diálogo entre a ciência e a sociedade se aperfeiçoe será necessário, por parte da ciência, gerar produtos que possuam legitimidade e relevância à tomada de decisão, além de alta credibilidade. No Brasil, assim como em outros países de modo geral, gestores públicos e privados usam de maneira insuficiente a ciência para a tomada de decisão. Os cientistas, por sua vez, produzem pouca ciência em formato diretamente utilizável. Tornam-se necessárias, portanto, políticas de ciência, tecnologia e inovação voltadas especificamente para aproximar essas pontas e fomentar o diálogo.

A concentração de pobreza em municípios com grande cobertura vegetal nativa remanescente representa um risco, que pode se tornar uma grande oportunidade de conciliar conservação da natureza com desenvolvimento humano. Aproximadamente 40% da cobertura vegetal remanescente do Brasil está contida em cerca de 400 municípios (7% do total de municípios no país) onde vivem 13% da população brasileira economicamente mais carente. Historicamente a substituição da vegetação nativa por outras coberturas não tem resultado em um aumento significativo do bem-estar local. A geração de renda a partir da natureza conservada será essencial para conciliar prosperidade socioeconômica com a conservação de recursos naturais.

Povos indígenas e comunidades locais salvaguardam áreas que promovem a conservação da biodiversidade, o combate às mudanças climáticas, a segurança alimentar e a agrobiodiversidade, a diversidade cultural e a justiça social. Porém, persistem conflitos relacionados à situação fundiária, à posse e ao uso da terra. Cerca de 1,2 milhão de km² (14% do território nacional) são Terras Indígenas que alguns reconhecem como mais eficientes que outros tipos de áreas protegidas no país, tanto para a conservação da biodiversidade como para o combate às mudanças climáticas.

No enfrentamento aos riscos das mudanças climáticas, que já geram impactos sobre sistemas socioecológicos, a Adaptação às Mudanças Climáticas baseada em Ecossistemas (AbE) destaca-se como oportunidade significativa para o Brasil. Nessa abordagem inovadora e estratégica, o manejo da biodiversidade pode aprimorar o fluxo e a qualidade de serviços ecossistêmicos e reduzir a vulnerabilidade a desastres naturais e a seus consequentes impactos, como aqueles gerados por seca, deslizamentos e elevação do nível do mar. A AbE tem menor custo que a adaptação baseada na construção de infraestruturas convencionais e, ao mesmo tempo em que conserva ou recupera recursos naturais e sequestra ou estoca carbono, tem ainda o potencial de reduzir pobreza.

5.1. INTRODUÇÃO

5.1.1 Premissas e abordagem

A transição de um paradigma de desenvolvimento convencional para outro de base sustentável demanda a incorporação da conservação e do uso sustentável

da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (BSE) ao planejamento e ação de atores públicos e privados. No Brasil, isso representa uma oportunidade de consolidação de sua liderança na geopolítica ambiental, dada a destacada riqueza natural que o país salvaguarda. Este capítulo aborda a governança socioambiental no Brasil, e entende governança como o conjunto de processos regulatórios, mecanismos e instituições por meio dos quais tomadores de decisão influenciam ações e suas consequências (Lemos & Agrawal, 2006). O texto trata de políticas de Estado, práticas e políticas corporativas, mecanismos de governança pública, privada e de autogovernança, instrumentos de política e ferramentas de apoio à tomada de decisões. Examina, assim, o papel de diferentes atores na arena socioecológica, inclusive o diálogo entre a ciência e os tomadores de decisão e seus frutos para o processo de incorporação da BSE à trajetória de desenvolvimento do país. Cabe salientar ainda que uma das importantes premissas deste capítulo é a de que sistemas socioecológicos são complexos e que, portanto, as escolhas de indivíduos – tanto as pessoais quanto aquelas como membros de coletivos com interesse comum – geralmente são de grande relevância para o resultado final (McGinnis & Ostrom, 2014). Ao buscar dar base científica à tomada de decisão, o objetivo deste relatório não é o de substituir a política pela ciência, mas sim o de propor o uso da ciência como suporte à tomada de decisão, seja ela pública, privada, coletiva ou individual, e o de apontar possíveis resultados das diversas decisões.

O capítulo adota uma abordagem análoga à da seção sobre política e governança do relatório de avaliação regional para as Américas do Painel Intergovernamental de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES; Scarano *et al.* 2018; Figura 5.1) e procura, sempre que possível, para os casos analisados: (1) investigar todas as etapas do ciclo da política: agenda, desenho, aprovação, implementação, monitoramento e avaliação (ver Sarkki *et al.* 2014; Howlett *et al.* 2015); (2) examinar viabilidade, escalabilidade, sustentabilidade e capacidade institucional; (3) apresentar uma visão balanceada para regiões e biomas distintos, para ambientes terrestres e aquáticos, para diferentes contextos socioeconômicos e culturais, para soluções e desafios.

5.1.2. Contexto

Em 2010, sob a égide das Nações Unidas, os países signatários da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) se comprometeram com 20 metas ambiciosas para a biodiversidade. São as chamadas Metas de Aichi que incluem, por exemplo, a extinção zero de espécies causada pela humanidade. Em 2015, lideranças políticas globais pactuaram 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) a serem alcançados até 2030. Em paralelo, naquele mesmo ano, países signatários da Convenção do Clima (UNFCCC) assumiram metas nacionais de redução da emissão de gases de efeito estufa, bem como compromissos de caráter

adaptativo às mudanças climáticas, denominadas Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC). A base deste pacto, chamado Acordo de Paris, reside na definição de medidas para que o aquecimento global não ultrapasse o limite seguro de 1,5°C de temperatura acima dos níveis médios da era pré-industrial. Entretanto, sabe-se que as NDC dos vários países signatários, mesmo que cumpridas em conjunto, resultariam em uma elevação superior a 1,5°C, indicando um esforço claramente insuficiente (Rogelj *et al.* 2016). Juntas, essas iniciativas deveriam compor um portfólio de ações e políticas norteadoras para que Estados nacionais, dependendo de suas vontades políticas (p.ex. Ortiz 2011), finalmente trilhassem o caminho da sustentabilidade.



Figura 5.1. Abordagem da BPBES sobre governança e políticas relacionadas à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos (BSE). Esquerda: a inter-relação entre atores sociais, via arranjos institucionais, caracteriza os modos de governança, que podem ser mais ou menos centralizados em função do balanço entre os processos descendentes (*top-down*) e ascendentes (*bottom-up*), e das relações de poder entre atores. Direita: os setores políticos, por meio de instrumentos, ferramentas e métodos de apoio a políticas, e influenciados pelos princípios de efetividade, eficiência e equidade, determinam o nível de integração das políticas. Ambos resultam em limitações e oportunidades para a tomada de decisões que afetam a BSE [Adaptado dos capítulos de política e governança do *IPBES Regional Europe and Central Asia* – Ring *et al.* 2018 – e *Américas* – Scarano *et al.* 2018].

No caso brasileiro, esse contexto político global encontra-se bem ancorado em políticas nacionais (ver item 5.4), cuja efetiva implementação colocaria o Brasil em situação de destaque e de liderança mundial. No entanto, sua concretização por vezes esbarra na baixa eficiência dos mecanismos regulatórios ou na indisponibilidade de recursos financeiros e técnicos para fomentar incentivos que, em vários casos, se fazem necessários (Scarano, 2017). Outras vezes se depara

também com a dificuldade de penetração dessas políticas e aspirações em níveis subnacionais e locais (ver seção 5.2.2.1), instâncias de extrema importância, uma vez que a disponibilização de serviços ecossistêmicos é quase sempre local e regional. Além disso, existe uma contínua pressão de setores políticos e econômicos específicos no sentido de rever ou desfazer políticas vigentes de base socioecológica, comprometendo avanços legais e a possibilidade de aperfeiçoamento de políticas acertadas, ainda que tímidas (Loyola 2014; Azevedo-Santos *et al.* 2017). Desta forma, no momento nacional corrente, estão em disputa interesses e valores atrelados ao caminho de desenvolvimento a ser seguido, num cenário de aguda crise política e econômica (Dobrovolski *et al.* 2018).

5.2. GOVERNANÇA EFETIVA E SEUS CONDICIONANTES

5.2.1 Visões sobre a efetividade da governança

Governança refere-se primariamente ao que gestores (sejam governos, empresas ou outras entidades) fazem e aos resultados desta ação. Isso significa que o desafio de assegurar funcionalidade e efetividade à governança socioambiental, para atingir determinados fins, deve pautar a discussão sobre os meios a serem empregados e as formas de fazê-lo, e não o contrário. (Andrews 2014). Logo, os meios importam, mas se tornam relevantes ou não dependendo dos objetivos. Haas & Haas (1995) consideram que as principais condições para uma efetiva gestão de problemas socioambientais por meio de instituições são (1) que a preocupação seja grande o suficiente a ponto de os gestores disponibilizarem recursos para solucionar tais problemas; (2) que exista um ambiente contratual no qual os gestores sejam capazes de cumprir os compromissos assumidos em relação a problemas ambientais comuns e transfronteiriços; e (3) que os gestores tenham capacidade política e administrativa para fazer os ajustes domésticos necessários para implementar esses acordos. Embora esses princípios de Haas & Haas (1995) tenham sido pensados para governos, numa perspectiva pública de Estado, são aplicáveis também à gestão privada de mercado e a arranjos institucionais locais e autônomos, que nem sempre são reconhecidos, como por exemplo a governança dos serviços ecossistêmicos (Nagendra & Ostrom, 2012).

Para que a gestão dos ecossistemas seja sustentável é preciso que haja acordos de governança adaptativos e em várias esferas, que conectem indivíduos, organizações, agências e instituições em níveis múltiplos de organização e em diferentes escalas (Folke *et al.* 2005). Daí emerge o conceito de governança policêntrica, desenvolvido por Elinor Ostrom e colaboradores (p.ex., Ostrom 2007; 2010a, b; Ostrom & Cox 2010), que descreve a existência de sistemas de governança com diversos centros de decisão, formalmente independentes uns dos outros, ainda que possa acontecer algum grau de dependência funcional entre eles. Esses sistemas envolvem competição e cooperação, e contam com mecanismos de resolução de conflitos.

Dada a complexidade intrínseca da governança socioambiental, parece não haver uma fórmula única (Ostrom *et al.* 2007), mas sim uma diversidade de visões na literatura acerca dos condicionantes para a implementação bem-sucedida de políticas de caráter socioambiental. Estrada-Carmona *et al.* (2014) demonstraram exemplos de sistemas efetivos de governança em 104 iniciativas latino-americanas integradas na paisagem, incluindo 14 no Brasil. Esses casos conciliam produção de alimento com conservação da biodiversidade e melhorias na qualidade de vida humana. Efeitos positivos são relacionados ao planejamento e à coordenação de sistemas de governança local, enquanto desafios e obstáculos se referem ao longo tempo necessário para que os resultados ganhem escala, a arranjos de políticas públicas inadequados e à falta de engajamento do setor privado. Em 87% das iniciativas estudadas, ONGs foram atores vistos como importantes.

Todos esses fatores elencados requerem, entre outras coisas, vontade política (governamental, privada ou em arranjos autônomos locais) para o alcance de um objetivo de efetiva gestão socioambiental. Portanto, a discussão a seguir sobre fatores condicionantes assume que essa vontade política exista, visando integrar e harmonizar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos aos processos de desenvolvimento local e nacional. Para atingir esse propósito, interações entre diferentes escalas e níveis de atuação – que envolvem processos participativos, gestão de conhecimento e mecanismos eficientes de comunicação (aqui tratados como a forma com que algo é comunicado) e diálogo (processo de interação entre atores), em particular, da ciência com tomadores de decisão – são condicionantes para uma governança efetiva e para a implementação bem-sucedida de políticas socioambientais (Figura 5.1).

5.2.2 Condicionantes para a governança efetiva

5.2.2.1 Interações entre escalas e níveis

Múltiplas alterações socioeconômicas e biofísicas podem se dar simultaneamente em diferentes escalas e níveis que interagem e resultam em consequências distintas para sociedades de diversas localidades (Bennett *et al.* 2015). Porém, enquanto os vetores antropogênicos de mudanças nos ecossistemas ocorrem em variadas escalas, os mecanismos de governança são, em sua maioria, desenhados em um único nível, o que não fornece soluções efetivas para a governança dos serviços ecossistêmicos (Nagendra & Ostrom 2012). De fato, não há uma escala ou nível fixos que sejam suficientemente apropriados para governar ecossistemas e os serviços que eles proveem (Brondizio *et al.* 2009). Por exemplo, sustentabilidade na agricultura requer boas práticas em três níveis diferenciados – fazenda, paisagem e mercado – e muito raramente observamos uma ação simultânea nesses três níveis (p.ex., Clapp 2015).

Os condicionantes a uma governança efetiva são, portanto, dependentes da esfera (global, nacional ou local) na qual as decisões acontecem. Entretanto, processos de comunicação, diálogo (seção 5.2.2.2) e gestão do conhecimento (seção 5.2.2.3), no âmbito de uma esfera ou entre elas, são determinantes para o sucesso. Na esfera internacional, o Brasil desfruta de certo protagonismo nas negociações das convenções globais (Mittermeier *et al.* 2010; Scarano 2017). Contudo, embora haja melhorias nesse sentido, nem sempre esse posicionamento se desdobra em políticas nacionais e subnacionais (Scarano *et al.* 2012; Loyola 2014). Por exemplo, por um lado, políticas como a Lei de Proteção à Vegetação Nativa (LPVN, também conhecida como “Novo Código Florestal”) estão bem alinhadas e dão ancoragem ao Acordo de Paris da Convenção do Clima (Scarano 2017). Por outro lado, o Congresso Nacional tem dezenas de projetos em tramitação que se propõem a reduzir a rede de proteção socioambiental que o país levou décadas para construir (Azevedo-Santos *et al.* 2017). Períodos de instabilidade política e econômica repercutem o cerceio operacional a diversas políticas e normativas ambientais, como o enfraquecimento dos sistemas de licenciamento e de proteção de áreas naturais (Vieira *et al.* 2018). Como consequência, em que pese um ambiente legal favorável, há um retrocesso no comprometimento com ações socioambientais, restando a incerteza do quanto o ambiente político nacional favorecerá a proteção e o resguardo da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em nível subnacional e local. Além disso, na gestão pública brasileira a governança é focada nas esferas mais altas, onde a efetividade é menor e os resultados menos visíveis. Logo, nos mecanismos de gestão há uma nítida subutilização da escala local, que é justamente onde oferta e demanda por serviços ecossistêmicos ocorrem de forma mais intensa. Esse cenário reflete problemas de comunicação e diálogo entre as esferas de poder e destas com os demais atores sociais, assim como sugere uma lacuna ou dificuldade de acesso ao conhecimento em determinados foros de tomada de decisão, ou simplesmente falha na priorização (Karam-Gemael *et al.* 2018).

Exemplos de desafios que se dão entre escalas e níveis incluem fenômenos de ‘teleconexão’ ou ‘teleacoplamento’ (do inglês, *telecoupling*). Tais processos operam através de escalas espaciais e geram impacto sobre a BSE (Liu *et al.* 2018). Por exemplo, 80% da soja utilizada na China é importada do Brasil e dos Estados Unidos, ecoando não só sobre preços e mercados, mas também sobre a BSE, a emissão de carbono e o bem-estar humano em sistemas socioecológicos no Brasil (Liu *et al.* 2013), especialmente no Cerrado (Moran & Kanemoto 2017). Nesse mesmo grupo dos processos que podem acontecer através de escalas espaciais estão os chamados ‘vazamento’ (do inglês, *leakage*) e ‘transbordamento’ (do inglês, *spillover*). Os dois termos por vezes aparecem indistintamente na literatura, entretanto, aqui trata-se como ‘vazamento’ casos nos quais um dado problema, ao ser controlado localmente, ‘vaza’ para um local vizinho. O ‘transbordamento’,

em contrapartida, refere-se a uma ação negativa ou positiva que vai se avolumando, transborda e atinge um local vizinho, sem que tenha sofrido qualquer intervenção de controle. No primeiro caso, seria como fechar uma torneira de um sistema hidráulico e a água estourar um cano e vazar por outro lado; no segundo, seria como deixar a torneira aberta indefinidamente. Um caso de 'vazamento' é o da Moratória da Soja, iniciativa importante de adoção de medidas contra o desmatamento da Amazônia na cadeia da soja (Rudorff *et al.* 2011; Gibbs *et al.* 2015). Ela implicou na expansão da soja e no desmatamento acelerado no bioma vizinho, o Cerrado (Morton *et al.* 2016; Dou *et al.* 2018). Também há evidências sugerindo que a redução de desmatamento e a recuperação da cobertura florestal nativa na Mata Atlântica nas últimas décadas (mais estudada no estado de São Paulo – p.ex., Farinaci & Batistella 2012; Farinaci *et al.* 2014, 2016; Silva *et al.* 2017; Calaboni *et al.* 2018) tem se dado, ao menos parcialmente, às custas do desmatamento para a expansão agropecuária na Amazônia (Walker 2012). Na mesma linha, Strassburg *et al.* (2014b) apontaram para os riscos associados a mecanismos de REDD+ (redução de emissões por desmatamento e degradação), quando focados exclusivamente em florestas, quanto ao vazamento de remoção de vegetação para biomas não florestais.

Um exemplo de 'transbordamento' (ainda que os autores usem o termo 'vazamento') vem do estudo de Lui & Coomes (2016) que mostra que 80% de 60 áreas protegidas no mundo (inclusive quatro no Brasil) tiveram um aumento nas taxas de desmatamento nas zonas de amortecimento em relação ao seu interior. O desmatamento transborda de áreas não protegidas em direção às zonas de amortecimento, e destas para as bordas da área protegida. Como já dito, o 'transbordamento' pode também ser positivo, como no caso de áreas protegidas marinhas brasileiras, que funcionam muitas vezes como fornecedoras de peixes para áreas não protegidas vizinhas. Por outro lado, do ponto de vista econômico, os ganhos com turismo nem sempre transbordam para pescadores artesanais nas mesmas localidades (Lopes & Villasante 2018). Em vários casos, como os mencionados acima, há uma discrepância entre o nível da tomada de decisão (geralmente nacional) e o nível de impacto da decisão (por vezes local ou regional).

5.2.2.2 Comunicação e diálogo

Há inúmeros casos mundo afora, em setores distintos e em contextos com diferentes graus de desenvolvimento econômico e variadas culturas políticas, indicando que parcerias e participação efetiva de atores contribuem para um leque de situações voltadas para a solução de problemas. Portanto, tal prática, fundamentada no diálogo entre atores, vem tendo sucesso na governança de sistemas socioecológicos (Fung & Wright 2001; Tucker 2010). Assim, estruturas interativas que estimulem a comunicação, o diálogo e o compartilhamento de

responsabilidades aumentam o conhecimento gerado, bem como dão autoridade e legitimidade ao processo (Crozier 2008). Arranjos de coparticipação podem ser fortalecidos em prol da manutenção da unidade dos discursos socioambientais concomitantemente à inclusão da diversidade de saberes (Montana 2017).

A governança participativa difundiu-se rapidamente pelas Américas na década de 2000, inclusive no Brasil (Tabela 5.1). Ela representa uma nova faceta de modelos híbridos de governança compostos pelo Estado, pelo mercado e por atores locais (Castro *et al.* 2016). No entanto, existem fatores aparentemente condicionantes que levam sistemas de governança participativa ou colaborativa a atingir melhores resultados ambientais, o que nem sempre é observado (p. ex., Newig *et al.* 2017). Há também o risco de a participação ser tratada como fachada. Nesses casos, o Estado ou outros entes privilegiados retêm a autoridade de governar e os demais atores apenas endossam as decisões, transmitindo a falsa impressão de que o processo se dá de forma descentralizada ou democrática (Santos & Gugliano 2015; Anderson *et al.* 2016).

Para que a ciência influencie a tomada de decisão política, ela precisa ter três propriedades: credibilidade (confiabilidade e qualidade), relevância (aplicabilidade para a solução de problemas práticos) e legitimidade (envolvimento de outros atores interessados no fenômeno ou no processo em questão) (Sarkki *et al.* 2014; 2015). Outra interpretação complementar é a de Cáceres *et al.* (2016), que enxergam dois modelos: o de déficit de informação, no qual falta informação crível, relevante e legítima para quem toma decisão sobre um determinado processo (p.ex., Scarano & Martinelli 2010); e o de dinâmica de poder, em que algum interesse público ou privado supera em força a informação científica disponível e esta não é levada em consideração (p.ex., Azevedo-Santos *et al.* 2017; Giglio *et al.* 2018). Independentemente do modelo, políticos usam a ciência de maneira insuficiente para a tomada de decisão, e cientistas produzem pouca ciência em formato diretamente utilizável (Weichselgartner & Kasperson 2010; Castro & Piscioti 2012), o que dificulta a comunicação. A eficiência no diálogo entre produtores e usuários do conhecimento depende da forma como o conteúdo é comunicado e potencializa aspectos de credibilidade e legitimidade. Muitas vezes, faz-se necessário um agente intermediador que facilite este diálogo, inclusive para alinhar prioridades (Karam-Gemael *et al.* 2018).

Painéis científicos podem cumprir um importante papel em subsidiar decisões políticas, mas desde que sejam desenvolvidos com independência e imparcialidade, visando disponibilizar conhecimento utilizável (Gonçalves 2018). O Brasil é peculiar nesse sentido, por ter criado mecanismos, em escala nacional, equivalentes ao IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) e à IPBES, respectivamente o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC) e a BPBES, que tem neste o seu primeiro relatório. Embora especialmente o IPCC (Beck &

Mahony 2018) e, mais recentemente, a IPBES (Larigauderie & Watson 2017) tenham um impacto positivo e demonstrável na comunicação com governos, estes painéis não são isentos de desafios e críticas (Lofmarck & Lidskog, 2017; Timpte *et al.* 2017; Pearce *et al.* 2018; Porter *et al.* 2018), para as quais os esforços brasileiros devem atentar.

5.2.2.3 Gestão do conhecimento

A adequada gestão do conhecimento tem o potencial de melhorar o desempenho de empresas do setor produtivo, organizações não governamentais, segmentos organizados da sociedade, governos e indivíduos (Batista 2004). O Brasil hoje dispõe de uma série de bases de dados e repositórios de recursos de informação e conhecimento científico, com grau de acesso variável (do livre ao restrito) a conteúdos referentes à biodiversidade, clima, uso da terra, socioeconomia, dentre outros. Entretanto, a multifacetada temática socioecológica transforma a gestão do conhecimento em algo complexo. Isso se torna mais agravante ao se considerar saberes oriundos de sistemas de conhecimento distintos do científico, como os de povos indígenas e populações tradicionais. Para muitos desses povos, a organização difere da praticada no campo científico ocidental – por exemplo, a tradição da maior parte é oral e não escrita – e ainda são poucos os esforços para formalmente sistematizar tais conhecimentos (Masizana *et al.* 2014).

O acesso aberto e contextualizado às diversas fontes de dados, informações e conhecimentos para apoiar a tomada de decisões é um fator importante no sucesso da implantação de políticas. No âmbito global, existem exemplos bem-sucedidos sobre disponibilização de dados, informação e conhecimento aos diferentes atores envolvidos com a implementação e o monitoramento de políticas relevantes à BSE que podem inspirar mais avanços no Brasil (p.ex., Despot-Belmonte *et al.* 2017).

Na sistematização de informações, a consolidação de repositórios públicos com dados de ocorrência e a publicação dos inventários da fauna e da flora no Brasil vêm servindo para balizar, por exemplo, a Estratégia e o Plano de Ação Nacionais para a Biodiversidade/Epanb (MMA 2017; ver também a seção 5.4.2). Um exemplo de espaço de diálogo para uma gestão inclusiva do conhecimento sobre BSE é o Painel Brasileiro de Biodiversidade (PainelBio), voltado para subsidiar tomadas de decisão e políticas públicas para o alcance das Metas de Aichi no Brasil (ver 5.4.2). Outra iniciativa no contexto nacional é a integração e a análise de dados agrometeorológicos no sistema de suporte à decisão na agricultura, Agritempo (2018), utilizado para o Zoneamento Agrícola de Riscos Climáticos (Zarc), estabelecido pela Secretaria de Política Agrícola (SPA) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa) para a gestão de riscos na agricultura.

São também diversos os exemplos estaduais de boas bases de dados e de informação de biodiversidade aplicadas à tomada de decisão. O caso da relação do Programa Biota, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp), com a formulação de políticas de conservação no estado de São Paulo foi reconhecido internacionalmente como modelo de interface entre ciência e política (Joly *et al.* 2010).

Dados obtidos por sensoriamento remoto são insumos importantíssimos para o avanço do conhecimento quanto à dinâmica do uso da terra que, por sua vez, está relacionada ao estado da BSE. Há décadas vem sendo realizado o monitoramento ambiental da Amazônia pelos programas Prodes e Deter (Shimabukuro *et al.* 2012), subsidiando políticas para a contenção e a fiscalização do desmatamento no bioma. Desde 2007, está em ação também o Programa de Monitoramento Ambiental dos Biomas Brasileiros. Com os avanços tecnológicos de computação em nuvem, seguindo a lógica de dados, tecnologias, métodos e padrões abertos, o MapBiomas – Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil – conta com dezenas de instituições colaboradoras no âmbito do governo, da academia, do terceiro setor e empresarial e vem congregando várias iniciativas pré-existentes (MapBiomas 2018). Iniciado em 2015, o projeto tem se mostrado uma ação efetiva ao aliar dados e informação para auxiliar a compreensão de fenômenos complexos e dinâmicos de forma colaborativa. A Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS 2018) produziu também uma detalhada base de dados que indica, entre outras coisas, o tamanho do passivo de Áreas de Preservação Permanente (APP) hídricas em escala municipal para todos os municípios da Mata Atlântica e do Cerrado, configurando um instrumento útil para a análise do Cadastro Ambiental Rural das propriedades.

Apesar de o acesso a várias dessas bases e repositórios de dados e informações ser público, elas ainda são de difícil absorção e compreensão para a maioria dos atores tomadores de decisão, fora da academia. Há uma óbvia assimetria de domínio que não é resolvida pela simples disponibilização pública da informação, o que demanda também que sejam viabilizados mecanismos analíticos a todos os atores.

Nesse campo, uma estratégia que pode promover tanto o intercâmbio e a capacitação, quanto a gestão do conhecimento, é a adoção de práticas e metodologias de ‘ciência cidadã’ (do inglês *citizen science*). Trata-se de um tipo de abordagem participativa e transdisciplinar que aproxima cientistas de outros voluntários em função de um propósito comum, como mudanças climáticas, conservação da biodiversidade ou monitoramento da qualidade ambiental (Silvertown 2009). Ao mesmo tempo em que democratiza o acesso à pesquisa e à ciência, permite que a sociedade esteja engajada em processos de governança ambiental, participando de seus arranjos e da tomada de decisão (Eitzel *et al.* 2017). No Brasil,

esta abordagem já vem sendo utilizada: existem cerca de 16 projetos atuantes no campo da 'ciência cidadã', de acordo com o Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira¹.

5.3 PRINCIPAIS TIPOS DE POLÍTICAS RELACIONADAS À BSE

5.3.1. Políticas setoriais, integradas e mix de políticas

Políticas são frequentemente desenhadas sob uma perspectiva setorial (Scarano *et al.* 2018). Os tópicos de interesse da BPBES – biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano – englobam diversos setores (ambiental, bem-estar social, agropecuário, energético, saúde, educação etc.) que tendem a ter políticas específicas e, na maioria das vezes, desarticuladas (ver Tabela 5.2). O desenvolvimento convencional e o mercado também possuem políticas setoriais que afetam e são afetadas pela BSE e pelo bem-estar humano.

Há um crescente conjunto de evidências que demonstram que conflitos e insustentabilidade emergem da falta de integração entre setores e entre políticas setoriais, especialmente quando problemáticas ambientais ou sociais são desconsideradas por políticas de desenvolvimento e de mercado (p.ex., Franks *et al.* 2014) e vice-versa (p.ex., Adams & Hutton 2007). Em 2016, o Brasil obteve a nota 78,9 no índice de performance ambiental (sexto dentre todos os países das Américas), sugerindo uma boa governança do meio ambiente (Hsu *et al.* 2016). Isso, todavia, contrasta com o fato de o país ser um dos maiores emissores (em termos absolutos) de gases estufa no continente (Boden *et al.* 2015). Este contraste indica uma desconexão entre políticas de crescimento econômico (relacionadas às emissões) e políticas ambientais. Outro elemento que ilustra essa desconexão diz respeito ao conceito do *nexus*, ou seja, o reconhecimento da interdependência entre água, alimento e energia. O termo aponta para os riscos de uma abordagem setorial na governança desses recursos naturais que são interdependentes (Biggs *et al.* 2015). Em estudo acerca dos Brics (Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul), Ozturk (2015) mostrou que déficits de energia e recursos hídricos inadequados põem em risco a segurança alimentar; que o crescimento econômico amplifica a demanda por energia e a degradação ambiental; e que a perda de recursos naturais dificulta a prosperidade econômica. Por fim, outra evidência do desacoplamento entre as políticas de crescimento econômico e de meio ambiente é a terceira colocação do país no ranking global dos conflitos socioambientais, muitas vezes ligados a aspectos fundiários (Temper *et al.* 2015).

Apesar da óbvia relevância do *nexus*, já mencionado, cabe também examinar os setores individualmente. No Brasil, o setor agropecuário é particularmente

importante, uma vez que o país é hoje o terceiro maior exportador do ramo no mundo, depois da União Europeia e dos Estados Unidos (Handford *et al.* 2015). Políticas e práticas para o setor, em geral, são desenhadas especificamente para as escalas da propriedade rural ou da paisagem, ou ainda para o sistema de mercado global (Foley *et al.* 2011; Clapp 2015). O sistema global do mercado agropecuário sofre pressões como globalização, mudanças climáticas, escassez de recursos, mudanças em relações de mercado (dentre as quais a adaptação a um mercado ambientalmente adequado), assimetria de preços, suprimento de matéria-prima e variações nas demandas de consumo (Hubeau *et al.* 2017). Por sua vez, tais sistemas globais impactam a BSE (Moran & Kanemoto 2017). No Brasil, a Lei de Proteção à Vegetação Nativa (LPVN) – que versa sobre conservação e restauração dentro de propriedades privadas – terá consequências potencialmente positivas para a conectividade e a proteção de BSE, bem como facilitará o alcance de diversos compromissos assumidos no âmbito de convenções globais (Soares-Filho *et al.* 2014; Brancalion *et al.* 2016; Scarano 2017; Vieira *et al.* 2018). Alinhado a isso, o país dispõe de incentivos governamentais para a agricultura de baixo carbono (Soares-Filho *et al.* 2014) e legislações estaduais de pagamentos por serviços ambientais (Zanella *et al.* 2014), algumas dessas dispostas na Tabela 5.2. Em contraste, verificam-se lacunas na integração de políticas ao se constatar que (1) políticas e padrões em escala da propriedade rural (ver Handford *et al.* 2015) não evitam que o Brasil seja o maior usuário global de agroquímicos na produção de commodities (Gerage *et al.* 2017); (2) limitações logísticas e de infraestrutura em escala nacional causam elevadas emissões de gases estufa pelo transporte de produtos agrícolas e carne (Soysal *et al.* 2014); (3) políticas de exportação de commodities criam “hotspots de pegada de biodiversidade”, gerados por demandas de mercado advindas do hemisfério norte e que impactam a Amazônia e o Cerrado (Moran & Kanemoto 2017); e (4) pequenos proprietários que produzem alimentos permanecem economicamente fragilizados e vulneráveis às mudanças climáticas (Burney *et al.* 2014; Guedes *et al.* 2014). Essas políticas conflitantes relacionadas ao setor agropecuário brasileiro e seus impactos na BSE têm, inclusive, sido exportados para Moçambique, no âmbito da cooperação entre os dois países nesse setor (Zanella & Milhorange 2016). Strassburg *et al.* (2017) propõem a adoção de uma combinação de políticas (do inglês, *policy mix*) – incluindo algumas já mencionadas acima –, para conciliar expansão agrícola com conservação da biodiversidade no Cerrado. Essa ação coordenada, segundo os autores, diminuiria o risco da extinção de 480 espécies endêmicas de plantas, prevista para 2050 se o cenário de desenvolvimento convencional for mantido.

Exemplos de combinação de políticas podem também ser encontrados na fronteira entre as políticas ambientais e as de redução de pobreza. Na Amazônia, Pinho *et al.* (2014) demonstram que algumas dessas políticas historicamente passaram de políticas setoriais conflituosas a combinações que, ao mesmo tempo, contêm o desmatamento e melhoram a qualidade de vida. Na Mata Atlântica,

1. <http://sibbr.gov.br/cienciadada>

uma conjunção de ações da sociedade civil (como o Pacto pela Restauração) com a legislação em nível nacional (p. ex., Lei de Proteção da Mata Atlântica²), aliada a pagamentos por serviços ambientais na esfera subnacional, também tem propiciado casos de sucesso (Scarano & Ceotto 2015). Scarano (2017) afirma que combinações de políticas definem o processo conhecido como Adaptação às Mudanças Climáticas baseadas em Ecossistemas – peça central no Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima do Brasil (MMA 2016a) – que, para alcançar o objetivo de adaptação, necessita conciliar conservação da natureza, redução de vulnerabilidade social e mitigação.

No setor de energia, existem ainda poucos estudos sobre a relação entre energias renováveis e BSE, em comparação com Estados Unidos e Canadá (Jones *et al.* 2015). Contudo, dois pontos são bem consolidados: (1) não há rota de geração de energia renovável que tenha zero impacto ambiental, especialmente quando implantada para operações de larga escala: assim, a lógica de compensação e *offset* precisa ser aplicada também a projetos de energia renovável e os instrumentos de política ligados à BSE devem ser utilizados no desenho de políticas energéticas; (2) geração de energia depende de um bom fluxo de serviços ecossistêmicos. Por exemplo, Medeiros & Young (2011) revelaram que mais de 80% da água que abastece reservatórios de hidrelétricas no Brasil vem de unidades de conservação. Mesmo as energias renováveis que são globalmente bem recebidas pela população – como a eólica –, no Brasil entram em constante conflito com a legislação ambiental. Nos estados do Nordeste (onde está o maior potencial eólico do país), especificamente em Pernambuco, leis ambientais foram alteradas, diminuindo a proteção de áreas vulneráveis para facilitar a instalação de parques eólicos (ver exemplos de política energética na Tabela 5.2).

A urbanização, com a consequente demanda por recursos naturais, pressupõe relações entre o adensamento populacional e a BSE em diferentes escalas espaciais e temporais (Alberti *et al.* 2003; Pickett *et al.* 2001). Cerca de 54% da população global vive em ambientes urbanos (UN-Habitat 2016) e mais de 60% da área projetada para ser urbana em 2030 ainda não foi ocupada, o que representa uma grande oportunidade para se rever os padrões de desenvolvimento das cidades e incorporar alternativas baseadas na natureza (Seto *et al.* 2012). No Brasil, a população residente em cidades passou de 45% na década de 1960 para quase 85% em 2010 (IBGE 2011). Frente a isso, a Lei nº 10.257/2001 estabeleceu o Estatuto da Cidade, que normatiza a ordenação do espaço urbano e do interesse social, tentando equacionar segurança e bem-estar dos cidadãos com equilíbrio ambiental (BRASIL 2004). No que se refere à BSE, a implementação desta lei instituiu que municípios com mais de 20 mil habitantes desenvolvam um Plano Di-

retor contendo normativas que devem abranger questões ecológicas, tais como o uso e a partilha dos recursos naturais e os impactos ambientais das atividades e dos empreendimentos. Um dos instrumentos de política urbana propostos pelo Estatuto é a instituição de unidades de conservação (UCs) ou a criação de outras áreas protegidas que funcionariam como redutos de BSE. Outro ponto importante, já estimulado pela Constituição de 1988 e endossado pelo Estatuto da Cidade, é o fomento à participação social. Uma vez que cidades são fortemente dependentes de vários serviços ecossistêmicos (Bolund & Hunhammar 1999), estas estratégias podem ser o tripé para a conservação da BSE em escala municipal. Um exemplo disso foram os mecanismos e instrumentos adotados pelo município de Sorocaba (SP), os quais contemplaram desde o estabelecimento de parques, jardins e UCs até ações de educação ambiental, contidos em um programa específico (Smith *et al.* 2016). Nesse contexto, o conceito de infraestrutura verde é particularmente relevante. Infraestrutura é comumente definida como o conjunto de elementos de um sistema construído que provê bens e serviços vitais à sociedade. Portanto, perceber o componente natural (“verde”) como parte dela é um importante passo para a sua incorporação ao planejamento urbano (Silva & Wheeler 2017). Além disso, compreender o espaço urbano e rural como um contínuo teleacoplado também tem demonstrado grande potencial em promover segurança alimentar e hídrica de parte a parte, como ocorre no Vale do Paraíba, em São Paulo (Silva *et al.* 2017). Outra ferramenta para o planejamento participativo do desenvolvimento sustentável é a Agenda 21 Brasileira, lançada em 2002, que possui um componente local, que se volta para cidades e municípios (Malheiros *et al.* 2008).

2. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006

Tabela 5.1. Políticas públicas participativas (com envolvimento e participação de atores sociais nas etapas de elaboração, implementação, execução, monitoramento e/ou avaliação das políticas) e não participativas (sem envolvimento dos atores sociais e/ou de suas representações na sua elaboração e execução, mas com sua participação em alguma das fases posteriores do ciclo da política) no Brasil, que afetam direta ou indiretamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos: tipos, modalidades, descrição.

Participação	Setor da Ação da Política Pública	Tipo/Modalidade da Política Pública	Breve descrição	Fontes	
Sim	Ambiental: Gestão participativa de áreas protegidas oficiais	Partilha da gestão com ONGs e outras instituições da sociedade civil organizada	Cogestão, gestão compartilhada, apoio à gestão. Na maioria dos casos, implementada por meio de instrumentos informais ou pouco consolidados na legislação.	7, 28, 31, 33	
		Partilha da gestão com comunidades locais	Envolvimento e participação das comunidades locais nos processos de tomada de decisão da gestão (conselhos consultivos ou deliberativos etc.)	7, 33, 39, 41, 52	
		Envolvimento das comunidades locais nas ações de controle e vigilância de áreas protegidas	Agentes ambientais voluntários (programa federal já extinto - ainda funciona com alguns governos estaduais)	31, 53	
		Áreas protegidas de propriedade privada, reconhecidas pelo poder público	Reservas privadas, especialmente dedicadas ao turismo, mas não exclusivamente	29, 54, 55	
	Ambiental: Uso/manejo participativo de recursos naturais dentro ou fora de áreas protegidas	Manejo participativo dos recursos pesqueiros	Manejo sustentável participativo de comunidades ribeirinhas na pesca de pirarucus e outras espécies em rios amazônicos	4, 12, 14, 15, 16, 27, 31, 33, 34, 51, 52	
			Manejo participativo de comunidades costeiras na pesca costeira e marinha	19, 21, 32, 42, 45, 47	
		Manejo florestal participativo	Manejo florestal comunitário de baixo impacto e pequeno porte, madeireiro e não madeireiro, em florestas de várzea da Amazônia	2, 22, 30, 31, 50, 61	
		Manejo participativo de recursos da vida selvagem, ou dos recursos cinegéticos (caça)	Manejo de fauna silvestre em diferentes modalidades	5, 8, 18, 43, 46, 57	
	Monitoramento participativo (formal e não formal)	Monitoramento participativo da vigilância, fiscalização e controle em áreas protegidas	Aplicação de metodologias participativas para conter ilícitos e controlar acesso com ênfase no Programa de Agentes Ambientais Voluntários	1, 6, 16, 43, 51	
		Monitoramento participativo da biodiversidade em unidades de conservação	Sistemas de monitoramento da biodiversidade e de seus usos, promovidos nas unidades de conservação, geralmente resultantes de colaboração entre órgãos gestores, ONGs e instituições de pesquisa ou de ensino superior e pesquisa.	9, 22, 40	
	Hídrica (Infraestrutura, agricultura, transportes etc.)	Gestão participativa e monitoramento das bacias hidrológicas e usos do recurso hídrico para diferentes fins	Conselhos de Bacias para promover governança hídrica, com impacto nas políticas ambientais e com efeitos sobre o meio ambiente	20, 24, 25, 37	
	Ambiental: Pagamento por Serviços Ambientais - PES, REDD+, mercado de carbono etc.	Remuneração direta (bolsas, distribuição de lucros, etc.)	Esquemas de pagamento de bolsas (Floresta, Verde, etc.) visando redução de desmatamentos para manutenção da capacidade de sequestro e fixação de CO2	10, 22, 58, 59, 60, 62	
		Incentivos fiscais e/ou de mercado	Esquemas de pagamento por serviços ambientais ou para sua manutenção por meio de instrumentos de política fiscal ou incentivos de mercado	22, 58, 62	
	Não	Ambiental: Recuperação de áreas degradadas, REDD+	Redução de desmatamento, recuperação e restauração de áreas degradadas, enriquecimento florestal	Restauração de habitats e recuperação de serviços ecossistêmicos, ou para suporte a produção florestal	2, 17, 35, 36, 44, 62
		Ambiental: Regulamentação dos usos das florestas e outras formas de cobertura do solo, REDD+	Códigos e regras de uso das florestas e do solo, reserva legal, áreas de proteção permanente, etc.	Implementação do Código Florestal, com mecanismos de reserva legal e áreas de proteção permanente	17, 22, 26, 35
Ambiental e Intersetorial: Promoção de Desenvolvimento Sustentável de Povos e Comunidades Tradicionais (PNPCT)		Estabelecimento de planos de manejo e promoção de oportunidades para uso sustentável de recursos naturais em Terras Indígenas	PNGATI - Promoção de Manejo em Áreas e Territórios Indígenas; Territórios Quilombolas, reconhecimentos étnicos.	2, 23, 38, 48, 56	
Sociais: Proteção e Desenvolvimento de Populações Tradicionais		Garantia de propriedade (ou posse) e governança territorial para indígenas e/ou outras comunidades tradicionais e grupos étnicos	Política de identificação, homologação, decretação e demarcação de áreas indígenas e territórios indígenas, territórios quilombolas	2, 3, 22, 38, 62	
Pesqueira: Compensação pelas perdas econômicas		Política compensatória para proteção do estoque pesqueiro	Seguro defeso (política de compensação aos pescadores pela redução da geração de renda durante o veto da pesca no período de reprodução dos estoques) tem um efeito ambiental por proteger o recrutamento das espécies	11, 13, 49	

(1) Abers & Keck, 2009; (2) Agrawal & Redford, 2006; (3) Amparo, 2014; (4) Arantes & Freitas, 2016; (5) Barboza *et al.*, 2013; (6) Benatti *et al.*, 2003; (7) Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; (8) Botero-Arias *et al.*, 2009; (9) Bucheli & Marinelli, 2014; (10) Cabral *et al.*, 2014; (11) Campos & Chaves, 2014; (12) Campos-Silva & Peres, 2017; (13) Capellesso & Cazella, 2011; (14) Castello *et al.*, 2009; (15) Castello *et al.*, 2011; (16) Castro & McGrath, 2001; (17) Chazdon, 2008; (18) Constantino *et al.*, 2008; (19) Diegues, 2008; (20) Ferrari *et al.*, 2010; (21) Freitas & Tagliani, 2009; (22) Gebara & Agrawal, 2017; (23) Guimarães, 2014; (24) Jacobi, 2006; (25) Jacobi & Fracalanza, 2005; (26) Jung *et al.*, 2017; (27) Kalikolski *et al.*, 2009; (28) Koury & Guimarães, 2012; (29) Langholz (1996); (30) Larson, 2003; (31) Lima & Pozzobon (2005); (32) Lopes *et al.*, 2013; (33) Maccord *et al.* (2007); (34) McGrath *et al.*, 1993; (35) Nolte *et al.*, 2013a; (36) Pinto *et al.*, 2016; (37) Porto & Porto, 2008; (38) Prates & Irving, 2015; (39) Queiroz, 2005; (40) Queiroz, 2004; (41) Queiroz & Peralta, 2006; (42) Reis & D'Incao, 2000; (43) Rocha & Terán, 2017; (44) Rodrigues *et al.*, 2009; (45) Salas *et al.*, 2007; (46) Santos, 2011; (47) Schafer & Reis, 2008; (48) Schmitt *et al.*, 2002; (49) Schmitz *et al.*, 2013; (50) Schöngart & Queiroz, 2010; (51) Seixas *et al.*, 2011; (52) Silvano *et al.*, 2014; (53) Souza & Queiroz, 2008; (54) Tabarelli *et al.*, 2005; (55) Telino-Júnior *et al.*, 2010; (56) Valentim & Trindade, 2011; (57) Verdade, 2004; (58) Verissimo *et al.*, 2002; (59) Viana, 2008; (60) Viana *et al.*, 2012; (61) Wadt *et al.*, 2017; (62) Wolosin *et al.*, 2016.

Tabela 5.2. Algumas políticas, planos, programas e práticas (públicas e privadas) relacionadas à temática socioecológica no Brasil. Se apropriadamente articuladas como combinações de políticas (*policy mixes*), podem ter impactos positivos sobre o combate às mudanças climáticas, a redução de pobreza e a conservação da natureza (adaptado de Scarano, 2017).

Políticas	Breve descrição	
Nacionais (predominantemente socioecológicas)	Lei de Proteção à Vegetação Nativa	Define a proporção da área dentro de propriedades privadas que deve ser protegida ou restaurada (Brancaion <i>et al.</i> , 2016). Criada em 2012.
	Política Nacional para Restauração da Vegetação Nativa (Proveg)	Visa induzir, promover e incentivar a restauração de áreas degradadas (http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm). Criada em 2017.
	Plano Nacional de Restauração da Vegetação Nativa (Planaveg)	É o principal instrumento do Proveg e visa ampliar e fortalecer as políticas públicas, incentivos financeiros, mercados, boas práticas agropecuárias e outras medidas necessárias para a recuperação da vegetação nativa de, pelo menos, 12 milhões de hectares até 2030, principalmente em Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal, mas também em áreas degradadas com baixa produtividade (http://www.mma.gov.br/florestas/pol%C3%ADtica-nacional-de-recupera%C3%A7%C3%A3o-da-vegeta%C3%A7%C3%A3o-nativa). Criado em 2017.
	Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (PNGATI)	Visa promover a conservação, a restauração e o uso sustentável de recursos naturais dentro de Terras Indígenas, enquanto assegura a integridade da herança indígena e a melhoria na qualidade de vida dos povos indígenas, respeitando sua autonomia sociocultural (em http://www.funai.gov.br/pngati/). Criada em 2012.
	Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)	Define as categorias do sistema nacional de áreas protegidas e respectivas regulações (em http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/sistema-nacional-de-ucs-snuc). Criado em 2000.
	Bolsa Verde	Programa de segurança social baseado em conservação em propriedades rurais privadas, destinado a famílias em situação de pobreza (BRASIL, 2013). Criado em 2011 e eliminado do orçamento em 2018.
	Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica	Mecanismos de incentivo financeiro para geração de energia eólica, solar, de biomassa, e pequenas hidroelétricas (em http://www.mme.gov.br/programas/proinfa/). Criado em 2004.
Programa Agricultura de Baixo Carbono	Mecanismo de incentivo financeiro para promover atividades agrícolas específicas baseadas em boas práticas de manejo que incluem tanto tecnologias duras (p.ex., reciclagem de lixo industrial, fixação biológica de nitrogênio) como tecnologias socioambientais (restauração de pastagem degradada, intensificação da pecuária, sistemas integrados agrossilvipastoris etc. (Sá <i>et al.</i> , 2017). Criado em 2010.	
Nacional (integrada)	Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas	Foco em adaptação voltado para os seguintes setores: agricultura, água, alimentação e nutrição, biodiversidade e ecossistemas, cidades, desastres naturais, indústria e mineração, infraestrutura, populações vulneráveis, saúde e zonas costeiras (em http://www.mma.gov.br/clima/adaptacao/plano-nacional-de-adaptacao). Criado em 2016.
Subnacionais	Existem diversas políticas subnacionais, desde planos municipais de adaptação, planos municipais de desenvolvimento sustentável, Agenda 21 Local, até sistemas estaduais de pagamentos por serviços ambientais que podem ser combinados com políticas nacionais regulatórias ou de incentivos (Overbeck <i>et al.</i> , 2015).	

5.3.2 Instrumentos, ferramentas e metodologias de apoio a políticas relacionados à BSE

Os instrumentos para políticas são caracterizados como (1) legais e regulatórios; (2) econômicos e financeiros; (3) baseados em direitos e normas costumeiras; e (4) sociais e culturais (IPBES 2016). Aqui, entendemos que tanto os instrumentos regulatórios como os de incentivo financeiro precisam ser pautados por princípios de direitos humanos e objetivos de bem-estar social, portanto tratamos dos componentes (3) e (4) no âmbito dos itens (1) e (2). Dentre esses vários instrumentos, estão incluídos leis, convenções, normas e melhores práticas internacionais; legislação, políticas, estratégias, acordos e planos nacionais; planos de manejo e regulamentos formais; regras e planos consuetudinários e locais; assessoria; incentivos e desincentivos sociais e financeiros; investimentos financeiros, de tempo e trabalho; fornecimento de informações e recursos para se reunir, comunicar, discutir e negociar; programas educacionais; salários, apoio material ou administrativo; iniciativas de pesquisa e programas de formação; monitoramento e avaliação; barreiras físicas e fiscalização (Borrini-Feyerabend *et al.* 2017). As ferramentas e metodologias de apoio a políticas, por outro lado, contribuem para efeitos desejáveis à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos e podem ser enquadradas em sete famílias (Quadro 5.1).

5.3.2.1. Mecanismos regulatórios

5.3.2.1.1. Áreas protegidas

As áreas protegidas são alguns dos principais instrumentos de política socioambiental no país. Elas incluem unidades de conservação (reguladas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação/SNUC), Terras Indígenas (regidas pela Funai) e de outras comunidades locais, e outros mecanismos de conservação baseados no território (como as áreas de proteção privada definidas pela Lei de Proteção à Vegetação Nativa) (Tabela 5.2).

As unidades de conservação (UCs), que podem ser divididas entre as que possuem proteção integral e as de uso sustentável, somam 17% de cobertura protegida para ambientes terrestres, que é o que preconiza a meta 11 de Aichi. Todavia, com exceção da Amazônia, todos os biomas terrestres brasileiros contam com menos do que isso (Oliveira *et al.* 2017). De fato, Overbeck *et al.* (2015) apontaram um forte viés das políticas de conservação: elas são predominantemente dirigidas aos ambientes florestais em detrimento dos não florestais, o que também é reconhecido como um padrão global (Anthamatten & Hazen, 2014). Ainda mais preocupante é o caso do bioma marinho. Até recentemente o país protegia formalmente apenas 1,5% (bem inferior à meta 11 de Aichi, que estabelece 10%), mas com a criação de uma grande área protegida (920 mil km²) a cerca de 1.000 km da costa, no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, a área marinha protegi-

da passou para 25% (Soares & Lucas 2018). Entretanto, mesmo com essa alta proporção de área protegida, importantes ecossistemas marinhos e costeiros do Brasil seguem desprotegidos, o que tem levantado críticas a esse tipo de estratégia (p. ex., Giglio *et al.* 2018; Magris & Pressey 2018). Já no caso dos 17.400 km² de manguezais brasileiros, 77% se encontram em áreas protegidas (Magris & Barreto 2010; Magris *et al.* 2013).

QUADRO 5.1

Famílias de ferramentas e metodologias de apoio a políticas

Coleta de dados e conhecimento: inclui monitoramento, indicadores, história oral, etnoconhecimento, mapeamento de serviços ecossistêmicos, dados censitários, dinâmica populacional.

Diagnósticos e avaliações: inclui análise de trade-offs, análise de efetividade de gestão, análise de tendências, identificação e avaliação de áreas conservadas por povos indígenas e comunidades locais, diagnósticos e avaliações participativos, modelagem quantitativa, análise custo-benefício, valoração não monetária, cenários.

Processos participativos: inclui entrevistas com especialistas (locais, acadêmicos, dentre outros), consulta a grupos de interesse, mapeamento cultural e implicações para os objetivos e critérios da política, ferramentas de mídia social.

Seleção e planejamento de instrumentos para políticas: inclui avaliação do impacto do instrumento, avaliação ex-ante de opções e cenários, planejamento de áreas protegidas individuais ou em sistema.

Implementação e fiscalização: inclui auditorias, padronização de processos (p.ex., ISO), monitoramento e verificação.

Capacitação: inclui manuais, guias, educação à distância, treinamento, educação, compartilhamento de conhecimento.

Aprendizagem social, inovação e governança adaptativa: inclui gestão estratégica adaptativa e teoria de aprendizagem social.

(adaptado de IPBES 2016)

Independentemente desses números, a eficácia dessas áreas protegidas para a conservação da natureza e para prover benefícios socioeconômicos de forma direta e indireta torna-se uma questão central. Contudo, há poucas avaliações de impacto ou mesmo avaliações contrastantes – padrão que se repete em outras partes do planeta (Coad *et al.* 2014; Pressey *et al.* 2015). Enquanto algumas meta-análises globais indicam um impacto positivo de áreas protegidas na conservação (p. ex., Bruner *et al.* 2001; Geldmann *et al.* 2013; Carranza *et al.* 2014), outras apontam baixa certeza

acerca da real diferença que essas áreas fazem (Pressey *et al.* 2015). Um estudo que analisou 618 projetos financiados pelo Fundo Mundial para o Meio Ambiente (Global Environment Facility/GEF) em áreas protegidas de 137 países, dentre eles o Brasil, concluiu que uma combinação de boa governança, manejo efetivo e engajamento comunitário explica porque áreas protegidas financiadas pelo GEF têm mais sucesso para alcançar objetivos de conservação do que aquelas não financiadas (Gefieo 2015). Isso sugere a exigência de condições específicas para a efetividade dessa modalidade de política. Já para áreas protegidas marinhas, a eficácia tem sido relacionada ao zoneamento ambiental, à existência de plano de manejo e ao manejo participativo, inclusive no Brasil (p.ex., Andrade & Soares 2017).

No caso brasileiro, há indicações positivas quanto ao êxito das áreas protegidas, sendo emblemática a redução do desmatamento na Amazônia (Nolte *et al.* 2013a; Barber *et al.* 2014). Entretanto, também são identificados sintomas de baixa eficácia, como os dados que ressaltam que cerca de 55% das espécies nacionais e 40% das linhagens evolutivas não se encontram em áreas protegidas e que assinalam que o sistema não protege a maioria das espécies endêmicas (Oliveira *et al.* 2017). Dúvidas quanto à efetividade se agravam em cenários de mudanças climáticas, tanto em nível taxonômico (p. ex., Loyola *et al.* 2012; Lemes *et al.* 2013; Ferro *et al.* 2014; Nori *et al.* 2015; Ribeiro *et al.* 2016), como filogenético (Loyola *et al.* 2014). Além disso, o sistema de proteção se torna ainda mais fragilizado diante do fenômeno conhecido pelo acrônimo inglês PADDD, que diz respeito à diminuição do grau de proteção, à redução da área ou à remoção da salvaguarda de áreas protegidas, que tem se verificado ultimamente no Brasil (Tesfaw *et al.* 2018). Por exemplo, Bernard *et al.* (2014) revelaram que, entre 1981 e 2012, ocorreram 93 eventos de PADDD afetando 7,3 milhões de hectares de áreas protegidas no Brasil. Os recentes casos de PADDD no Brasil contrastam com o fato de o país ter respondido por 70% de toda a superfície protegida criada no planeta entre 2003 e 2008 (Jenkins & Joppa 2009).

Um estudo sobre áreas marinhas protegidas, baseado em entrevistas com gerentes de UCs e autoridades ministeriais, mostrou reduzida coordenação interinstitucional entre governança oceânica e costeira; crise institucional da agência nacional de conservação marinha; problemas de gerenciamento em áreas protegidas individuais; dificuldades com as redes regionais de proteção marinha; sistema de administração e gestão excessivamente burocrático, criando transtornos estruturais; e desconexão entre a política de áreas protegidas e seus resultados (Gerhardinger *et al.* 2011). A conclusão é que as áreas protegidas marinhas têm sido apontadas como ineficazes para conservar espécies ameaçadas (Giglio *et al.* 2018). E o Brasil consta no ranking das 12 nações que têm mais de 50% de espécies endêmicas ameaçadas – dentre tubarões, raias e *Chimaeras* (Davidson & Dulvy 2017) –, sendo que parte delas se encontra fora da rede de proteção de UCs marinhas.

O Tribunal de Contas da União realizou um processo de auditoria para áreas protegidas do Brasil e de países vizinhos e chegou a resultados semelhantes aos relatados nos estudos acima (Brasil 2014). Aos padrões já descritos, cabe acrescentar que o estudo constatou que apenas 15% das UCs brasileiras têm alto grau de implementação. Em comparação com outros países latino-americanos, o Brasil apresenta deficiência em aspectos como elaboração de planos de manejo, monitoramento da biodiversidade e uso público, e ostenta bom desempenho em pontos como ação do conselho gestor e manejo comunitário. Além disso, o relatório indica um baixo aproveitamento do potencial econômico, social e ambiental das áreas protegidas, condições de trabalho incompatíveis com as necessidades dessas áreas e baixa articulação entre atores locais, governamentais e não governamentais (ver também Semeia 2015).

Outro mecanismo na abordagem de áreas protegidas são as ICCAs (*Indigenous Peoples' and Community Conserved Territories and Areas*), acrônimo inglês que se refere aos territórios e às áreas conservadas por povos indígenas e demais comunidades locais. Globalmente, as ICCAs são vistas como instrumentos eficientes para uma conciliação entre conservação da biodiversidade e desenvolvimento humano, incluindo o combate às mudanças climáticas (Scarano *et al.* 2018). Povos indígenas manejam ou possuem direitos sobre mais de 38 milhões de km² – cerca de 25% da superfície continental do planeta – em 87 países em todos os continentes. Isso mostra que o direito à terra e à repartição de benefícios é essencial para o alcance de metas nacionais e globais de conservação (Garnett *et al.* 2018). No caso brasileiro, aproximadamente 1,2 milhão de km² (14% do território nacional) são Terras Indígenas que têm sido reconhecidas como mais eficientes que outros tipos de áreas protegidas no país, tanto para a conservação da biodiversidade como para o combate às mudanças climáticas (Nolte *et al.* 2013b; Nogueira *et al.* 2014; Pfaff *et al.* 2015; Garcia *et al.* 2017). Comunidades locais e indígenas também têm grande importância na conservação da agrobiodiversidade (Carneiro da Cunha & Morim de Lima 2017; Emparaire 2017). Apesar disso, há estudos que demonstram preocupações em casos específicos, como a intensidade da caça praticada por indígenas (Constantino 2016) – sendo que alguns utilizam fogo – e seu impacto sobre espécies vulneráveis (Ferreira 2018). Em que pese a indiscutível relevância das Terras Indígenas e de outras comunidades locais para a conservação da biodiversidade, o combate às mudanças climáticas, a segurança alimentar, a promoção de diversidade cultural e a justiça social, persistem os problemas relacionados à situação fundiária e aos conflitos de terra a ela associados (Gebara 2018).

Outras efetivas medidas de conservação baseadas em área (OECM) também são contabilizadas para a meta 11 de Aichi sobre proporção de áreas protegidas. Elas têm o potencial de complementar o papel de áreas protegidas e Terras Indígenas e, com isso, assegurar eficiência na conservação de áreas prioritárias

e de espécies ameaçadas. Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais, no âmbito da LPVN (ver Tabela 5.2), possuem um grande potencial para funcionarem como OECM e corredores ecológicos, além de simultaneamente criarem novas oportunidades de geração de renda no meio agropecuário (Kennedy *et al.* 2016; Pires *et al.* 2017; Rezende *et al.* 2018).

5.3.2.1.2. Restauração ecológica

A restauração ecológica tem impacto positivo no aumento da biodiversidade, na recuperação da estrutura vegetacional e no combate às mudanças climáticas (Barral *et al.* 2015; Crouzeilles *et al.* 2016) e, portanto, tornou-se um componente relevante de políticas socioambientais tanto no país (Aronson *et al.* 2011; Pinto *et al.* 2014; Scarano 2017; Tabela 5.2) como no exterior (Jørgensen 2015; Murcia *et al.* 2015; Liu *et al.* 2017). No âmbito global, percebe-se uma ênfase aparentemente maior em esforços de restauração voltados para sistemas florestais, costeiros e de água doce (Aronson *et al.* 2010; Crouzeilles *et al.* 2016), mas no Brasil ainda não há uma avaliação comparativa desse tipo.

A LPVN torna a restauração mandatória em propriedades privadas onde haja passivos ambientais no território nacional (Soares-Filho *et al.* 2014; Brancalion *et al.* 2016). O país conta também com o Plano Nacional de Restauração da Vegetação Nativa (Planaveg; Tabela 5.2; Isernhagen *et al.* 2017), que propõe uma estratégia de ação integrada. Embora a formalização destas legislações seja recente (ver Tabela 5.2), já existem experiências de restauração em longo prazo na Mata Atlântica. Os resultados obtidos em estudos de caso a esse respeito permitem o compartilhamento de práticas, de histórias de sucesso e dos desafios a serem enfrentados (p.ex., Rodrigues *et al.* 2009; Calmon *et al.* 2011; Pinto *et al.* 2014). Um dos principais entraves nesse processo é o elevado custo envolvido na restauração de ecossistemas. Até quando há um marco regulatório, como no caso brasileiro, o esforço requer mecanismos de incentivos financeiros, tais quais os pagamentos por serviços ambientais (PSA; Brancalion *et al.* 2012) ou políticas de compensação (Scarano *et al.* 2019). Também pelos custos da atividade, é notório que, *a priori*, a conservação é mais eficiente e barata que a restauração (Fearnside 2003). E mesmo no que diz respeito aos mecanismos de PSA, Alarcon *et al.* (2017) afirmam que, na Mata Atlântica, proprietários demonstram um maior interesse naqueles voltados para conservação em detrimento dos focados em restauração.

5.3.2.1.3 Controle e erradicação de espécies exóticas invasoras

Brasil, Índia, China, África do Sul e os países desenvolvidos do Norte são os principais recipientes de espécies exóticas invasoras. Para enfrentar esse desafio, o Brasil possui desde 2009 uma Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Inva-

soras, que foi revisada em 2018. Ela visa, ao longo de 12 anos, orientar a implementação de medidas para evitar a introdução e a dispersão destas espécies, reduzir o seu impacto sobre a BSE, além de controlá-las ou erradicá-las³. Embora haja questionamento na literatura internacional quanto à capacidade dos países em desenvolvimento para lidar com invasões – com a alegação de que essa inaptidão os tornaria pontos de propagação para regiões desenvolvidas (Ricciardi *et al.* 2017) –, Zenni *et al.* (2017) mostram que o Brasil está preparado por dispor, além de uma estratégia nacional revisada, de base de dados e avanços tecnológicos para sua contenção. Além disso, o país já conta com relato de experiências acerca de como o engajamento comunitário pode ser uma estratégia poderosa no combate à invasão de espécies exóticas e invasoras (Dechoum *et al.* 2019). Entretanto, Frehse *et al.* (2016) identificaram diversas lacunas na pesquisa científica voltada para o tema no Brasil, cujo preenchimento seria essencial para melhor informar ações políticas.

5.3.2.2 Mecanismos de incentivo

Diante dos elevados custos de algumas políticas relacionadas a BSE, como a restauração ecológica, assim como das crescentes dificuldades de financiamento adequado das UCs, mecanismos de incentivo à conservação, especialmente de base financeira, têm se tornado cada vez mais comuns no Brasil, bem como na América Latina (Magrin *et al.* 2014; Scarano *et al.* 2018). Eles são complementares ou alternativos às medidas regulatórias governamentais, podem focalizar distintos tipos de resultado socioambiental e, de uma forma geral, visam encorajar um melhor uso da terra. Esses mecanismos diferem do “princípio do poluidor-pagador”, uma vez que em seu escopo os beneficiários de um determinado serviço ecossistêmico compensam os provedores daquele serviço pela sua manutenção ou provisão adicional (Scarano *et al.* 2018). Exemplos de incentivo no Brasil incluem pagamentos por serviços ambientais (PSA), REDD+, certificação ambiental, e *offset* e compensação.

Embora o Brasil não tenha uma legislação nacional de PSA, vários estados já oferecem o amparo legal para esse tipo de incentivo, sobretudo os localizados nos domínios da Mata Atlântica (Scarano & Ceotto 2015). Ademais, o país conta com dois mecanismos de incentivo financeiro em escala nacional que podem ser percebidos como PSA: os programas Bolsa Verde e Seguro Defeso. O Bolsa Verde (Tabela 5.2) não recebeu dotação orçamentária em 2018, mas até então funcionava como um aditivo ao programa Bolsa Família destinado a famílias em situação de extrema pobreza que dependem diretamente da natureza para viver, incluindo comunidades tradicionais, ribeirinhos e moradores de áreas importantes para

a conservação, como florestas nacionais, reservas extrativistas e assentamentos da reforma agrária. As famílias ganhavam um incentivo financeiro para não desmatar em suas propriedades (BRASIL 2013). Apesar de o Bolsa Verde ainda carecer de uma avaliação mais detalhada, Kasecker *et al.* (2018) constataram que ele vinha sendo distribuído para famílias pobres de apenas 26% dos municípios brasileiros que mais combinam elevada pobreza com grande cobertura vegetal e exposição às mudanças climáticas. Isso talvez se deva à alta concentração do programa em municípios amazônicos, com menor presença em áreas de Cerrado e Caatinga priorizadas pela análise dos autores.

O Seguro Defeso é um mecanismo de compensação financeira para que os pescadores artesanais abdicuem da atividade de pesca durante os períodos reprodutivos de espécies de peixe, camarão e lagosta, tanto em águas costeiras como continentais (Begossi *et al.* 2011). Em que pese seu relevante impacto socioambiental positivo (o programa beneficiou cerca de 650 mil pessoas até 2011), a iniciativa tem problemas na distribuição dos recursos – vários atores que sequer são de fato pescadores têm recebido o benefício (Campos & Chaves 2014). Em diferentes estados, o Brasil já possui um conjunto de experiências com relatos – por vezes mais positivos, por vezes menos – que permitem alguma perspectiva sobre este incentivo (p.ex., Bolsa Floresta/AM, Extrema/MG, Oásis/PR, Produtores de Água/ES e Produtores de Água e Floresta/RJ; Viana 2008; Pereira 2010; Newton *et al.* 2012; Vilar *et al.* 2013; Eloy *et al.* 2013; Young & Bakker 2014; Zanella *et al.* 2014). Entretanto, para a região dos trópicos em geral, faltam ainda análises mais quantitativas e independentes sobre tais mecanismos (Clavet-Mir *et al.* 2015).

Em uma das poucas sínteses independentes sobre as experiências de PSA no país, Pagiola *et al.* (2013) destacam os seguintes aprendizados: (1) a necessidade de uma legislação flexível que deixe detalhes como níveis de pagamento e atividades elegíveis para o regulamento da lei, que pode ser mais facilmente alterado; (2) a pertinência de abordagens que criam incentivos para que os proprietários de terras entrem em conformidade com a legislação (ambiental e não ambiental) de forma progressiva e não desde o início; (3) a predominância de programas voltados à conservação de vegetações existentes, em comparação a poucos destinados à restauração dos serviços ecossistêmicos; (4) a carência de capacitações locais para a implementação; e (5) a escassez de monitoramento dos reais benefícios ambientais dos programas. A Tabela 5.3 resume alguns dos padrões que vêm sendo encontrados em diferentes estudos, em âmbito mundial e regional (Américas), no caso de PSA e que possivelmente também se aplicam ao Brasil. Contudo, Börner *et al.* (2016), em uma síntese global para instrumentos de conservação que incluem mecanismos de incentivo, ainda julgam prematuro tecer generalizações acerca de pré-requisitos para seu sucesso.

3. <http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=3052>

A Convenção das Nações Unidas para o Clima (UNFCCC, da sigla em inglês) requer que países que desejam receber pagamentos sejam capazes de medir, relatar e verificar (MRV) impactos de mecanismos de REDD+ e, portanto, apresenta diretrizes técnicas e demanda boa governança como pré-requisitos. O Brasil é o único país, dentre os 13 em desenvolvimento avaliados, que atende a todas as exigências da UNFCCC (Ochieng *et al.* 2016), sendo o estado do Acre aquele que mais avançou nas experiências com REDD+. Porém, enquanto o REDD+ pode ser um instrumento valioso na catalisação de apoio internacional para promover políticas e práticas integradas de uso da terra, esse tipo de ação será mais efetiva se acompanhada de outras frentes como PSA e desenvolvimento de cadeias produtivas sustentáveis (Lima *et al.* 2017). Portanto, conforme já visto anteriormente para outros casos (ver seção 5.3.1), REDD+ é mais eficiente como integrante de uma combinação de políticas do que isoladamente. Cunha *et al.* (2016) alertam para os elevados custos de implementação de políticas de REDD+ no Brasil. Por unidade de desmatamento evitado ou emissão de dióxido de carbono evitada, os gastos com a implementação podem girar em torno do valor do custo de oportunidade dos usuários da terra. Assim, tentativas de cobrir os custos de REDD+ apenas com base nos custos de oportunidade podem subestimar as despesas totais de *offsets* de carbono em base florestal. Por outro lado, Alexander *et al.* (2011) ressaltam o potencial de mecanismos REDD+ em novos arranjos e escalas ambientais, sobretudo se integrado a processos de restauração ecológica.

Quanto às práticas de *offset* e compensação de biodiversidade, no Brasil ainda há muito espaço para interação, especialmente da academia com o setor privado. A ação mitigatória no país normalmente inclui esforços para evitar, minimizar ou compensar os impactos sobre a biodiversidade, mas raramente envolve *offset*, que são as ações que promovem um balanço líquido positivo de impacto. Isto é, ao final da ação, o projeto em questão alcança mais biodiversidade, de acordo com critérios acordados, do que antes de sua implantação. Numa revisão global de 477 trabalhos publicados sobre essa temática, entre 1984 e 2014, os Estados Unidos produziram 57% do total, enquanto o Brasil foi responsável por menos que 1% (Coralie *et al.* 2015; ver também Gelcich *et al.* 2017). Contudo, o Brasil tem políticas que não só permitem a realização de *offset* de biodiversidade (Gelcich *et al.* 2017), mas eventualmente requerem sua implementação (Villarroya *et al.* 2014). Essa quase ausência de artigos publicados por autores brasileiros no tema revela a grande lacuna existente no diálogo entre academia e setor privado. Reconhecidamente, é difícil levar em conta todas as dimensões ecológicas da biodiversidade quando cálculos de *offset* são realizados (Curran *et al.* 2014). Além dessa dificuldade, outros problemas são apontados como comuns aos esforços de *offset* no mundo, como falta de controle, má governança, monitoramento inadequado, ineficiência metodológica, dentre outros (Quétier & Lavorel 2011).

Tabela 5.3. Aparentes pré-requisitos ou indicadores de sucesso e de fracasso de mecanismos de pagamentos por serviços ambientais, obtidos a partir de estudos comparativos globais e regionais (para a América Latina) e que possivelmente se aplicam também ao Brasil.

Positivo	Referências
1. Asseguram provisão contínua e qualidade do serviço, enquanto contribuem para o bem-estar local	Grima <i>et al.</i> (2016)
2. Esquemas locais e regionais com duração de 10 a 30 anos	
3. Combinação de contribuições em dinheiro e em bens, ao invés de pagamento exclusivo em dinheiro	
4. Com atores privados e sem intermediários	
5. Pagamentos refletem diferenças no custo de provisão, de oportunidade, de transação e de proteção direta	Wünscher <i>et al.</i> (2008); Southgate <i>et al.</i> (2009); Ezzine-de-Blas <i>et al.</i> (2016)
6. Contratos com foco em pontos quentes de serviços ou de ameaças	Ezzine-de-Blas <i>et al.</i> (2016)
7. Capacidade de monitorar e sancionar eventuais descumprimentos de acordo	
Negativo	Referências
1. Esquemas com pouco foco na pressão sobre os ecossistemas	Grima <i>et al.</i> (2016); Gómez-Baggethun & Muradian (2015)
2. Investidores não convencidos do impacto de seus investimentos	
3. Custos de oportunidade não cobertos	
4. Quando o bem-estar local não é aprimorado	
5. Quando a distribuição de benefícios é desequilibrada	
6. Quando as estruturas de poder local ou de direito sobre a terra são fracas	Asquith <i>et al.</i> (2008); Balvanera <i>et al.</i> (2012); Grima <i>et al.</i> (2016)
7. Percepção de 'comoditização' da natureza	Gómez-Baggethun e Ruiz-Pérez (2011); Asquith <i>et al.</i> (2008); Balvanera <i>et al.</i> (2012)
8. Quando há falta de confiança entre os interessados	Rode <i>et al.</i> (2015); Gómez-Baggethun & Muradian (2015)
9. Motivação intrínseca para conservar é negativamente afetada pelo incentivo	

Outro ponto de difícil tratamento é o que se refere a perdas humanas que podem derivar da perda de biodiversidade, como paisagens naturais, culturas e coesão social (Barnett *et al.* 2016). No balanço da literatura atual, por um lado alguns autores têm uma visão cética acerca do potencial de *offsets* funcionarem como bom instrumento de conservação, enquanto outros são mais otimistas. Coralie *et*

al. (2015) consideram que esse instrumento tem viés estritamente econômico e carece de robustez científica. Gómez-Baggethun e Ruiz-Pérez (2011) avaliam que a criação de instrumentos de mercado para a compensação ou *offset* da biodiversidade pode favorecer aqueles que têm maior poder de compra e, portanto, acentuar as desigualdades sociais. Por outro lado, Gonçalves *et al.* (2015) reconhecem desafios conceituais e práticos, mas argumentam que localidades onde o *offset* é aplicado têm o potencial de constituir uma importante rede global de sítios de monitoramento da biodiversidade. Esse cenário reforça a necessidade do envolvimento acadêmico, visto que um ponto consensual entre autores otimistas e céticos diz respeito ao potencial do *offset*. Um exemplo prático de *offset* no Brasil vem do mecanismo conhecido como Cotas de Reserva Ambiental (CRA), regulado pela LPVN (Tabela 5.2). Ele se refere a trechos de vegetação nativa ou em regeneração dentro de propriedades privadas que excedem o exigido pela lei como área de conservação. Assim, proprietários com tais áreas podem negociá-las como cotas para proprietários que tenham débito em área protegida (Soares-Filho *et al.* 2014, 2016; May *et al.* 2015, 2019; Vieira *et al.* 2018).

A certificação ambiental ou ecocertificação é em geral conhecida por seu elevado potencial de adicionalidade e baixo risco de vazamento (Lambin *et al.* 2014). Esse mecanismo pode criar incentivos econômicos a partir de esforços de monitoramento e controle para lidar com externalidades causadas pela produção de commodities, como desmatamento, erosão do solo ou poluição agroquímica. Sua efetividade varia dependendo da capacidade de controle, de avaliação, de excluir produtores insustentáveis, de fortalecer instituições e parcerias do lado da demanda, e de gerar prêmios ou outros incentivos econômicos que estimulem os produtores (Lambin *et al.* 2014; VanWey & Richards 2014; Tayleur *et al.* 2016). No Brasil, o certificador nacional 'Life', do Instituto Life, permanece como o único destinado a quantificar o impacto de diversos empreendimentos sobre a biodiversidade. O certificador reconhece iniciativas que desenvolvem ações de conservação da biodiversidade visando minimizar ou mitigar seus impactos negativos sobre o ambiente (p.ex., Reale *et al.* 2016, 2018). Para a pesca, a certificação do *Marine Stewardship Council* tem um grande alcance global, mas ainda é pouco utilizada na América Latina (Pérez-Ramirez *et al.* 2015), embora haja otimismo no Brasil em relação ao seu uso na pesca de água doce na Amazônia (McGrath *et al.* 2015). Outras certificações em uso no país incluem aquelas voltadas para a agricultura (p.ex., *C.A.F.E. Practices*, emitido pela Starbucks, para café; a certificação para soja da *Roundtable for Responsible Soy/RTRS*; o CertID para soja não transgênica; Scarano *et al.*, 2018) e para a madeira (p.ex., *Forest Stewardship Council*; McDermott *et al.* 2015).

Dentre os fatores que limitam o uso ou a eficiência da certificação, pode-se listar (1) o risco de a certificação substituir o marco legal e virar meta, com isso deixando de ser confiável, apesar de bem intencionada; (2) eventual ausência ou falta de

relevância de marcos legais; (3) o risco de a auditoria certificadora ser prestada pelas mesmas instituições que realizam consultoria; (4) riscos relativos à questão da repartição justa dos prêmios de certificação dentre os participantes da cadeia produtiva, com reflexos potencialmente negativos para o público consumidor; e (5) o risco de criar direitos exclusivos ou privilégios em situações onde os recursos em questão são de uso comum (Foley & McCay 2014; Tayleur *et al.* 2017). Nessa linha, Radomsky & Leal (2015) discutem a emergência de outros formatos participativos, autônomos e locais para assegurar qualidade e combate à fraude, usando o exemplo da certificação de produtos orgânicos no Sul do Brasil.

5.4. ADERÊNCIA A POLÍTICAS GLOBAIS E REGIONAIS

O Brasil participa de uma série de instrumentos políticos internacionais que influenciam direta ou indiretamente a BSE (Anexo 1). Dentre esses, o capítulo enfoca os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), a Convenção Sobre Diversidade Biológica (CDB), a Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima (UNFCCC) e a Convenção de Combate à Desertificação (UNCCD), na forma como estes instrumentos políticos globais foram internalizados no país.

5.4.1. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)

O Brasil criou o Grupo de Trabalho Interministerial (GTI) com o intuito de estabelecer os elementos orientadores para a participação do país nas negociações intergovernamentais relativas à Agenda de Desenvolvimento Pós-2015 (MRE, 2014). O GTI também foi formado para determinar os passos e as estratégias a serem adotadas para que o país internalize a Agenda 2030. Além do processo de definição de indicadores nacionais de desenvolvimento sustentável, o Brasil está liderando, por meio do IBGE, as discussões sobre indicadores globais no âmbito das Nações Unidas (*Sustainable Development Knowledge Platform*, 2017).

Em 2017 o Brasil lançou o primeiro relatório de avaliação do cumprimento da Agenda Global de Desenvolvimento Sustentável 2030 (BRASIL, 2017), cujo foco da revisão foram os ODS 1, 2, 3, 5, 9 e 14. O documento, que teve como tema central "erradicar a pobreza e promover a prosperidade em um mundo em transformação", define as seguintes etapas essenciais para a internalização da Agenda 2030: (1) criação da Comissão Nacional para os ODS, que será o espaço para a articulação, a mobilização e o diálogo com os entes federativos e a sociedade civil; (2) adequação das metas globais à realidade do país, que deverá levar em conta a diversidade regional, as prioridades do governo brasileiro, os planos nacionais de desenvolvimento, a legislação vigente e a conjuntura socioeconômica do Brasil; e (3) definição de indicadores nacionais que considerem a disponibilidade de dados e a possibilidade de monitoramento no âmbito nacional e local (ver Anexo 2).

Ainda em 2017, a Confederação Nacional dos Municípios divulgou um guia (CNM, 2017) com informações sobre como os gestores municipais podem implementar efetivamente os objetivos propostos em nível municipal.

Em 2018, dois documentos importantes foram lançados: a proposta de adequação dos ODS à realidade brasileira (IPEA, 2018) e, para contrapor os resultados que vêm sendo apresentados pelo governo, o Grupo de Trabalho da Sociedade Civil para a Agenda 2030 preparou uma publicação denominada Relatório Luz da Agenda 2030 (GTSC 2018). No esforço de adequação promovido pelo Ipea, cabe destaque à meta 15.9, que possui a seguinte redação: “Até 2020, os valores da biodiversidade, geodiversidade e sociodiversidade serão integrados em estratégias nacionais e locais de desenvolvimento e erradicação da pobreza e redução da desigualdade, sendo incorporado em contas nacionais, conforme o caso, e em procedimentos de planejamento e sistemas de relatoria”. Essa meta coincide na íntegra com o objetivo deste relatório da BPBES, que é o de auxiliar a orientação do posicionamento da BES no cerne do processo de desenvolvimento do Brasil. Já o Relatório Luz foi construído de forma colaborativa por diversas organizações e os resultados expostos evidenciam algumas ações a serem realizadas para contribuir para o atingimento dos ODS, além de destacarem o que ainda nos separa das aspirações da Agenda 2030. Nele, constam 18 recomendações específicas para os ODS 14 (vida na água) e 15 (vida na terra), que vão em direção semelhante à da sugestão acima feita pelo Ipea.

5.4.2. Convenção Sobre Diversidade Biológica (CDB)

O Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020, apresentado durante a Rio+20, tem como princípios as Metas de Aichi⁴, voltadas a ações efetivas e urgentes que barrem a perda de biodiversidade para que, em 2020, a variedade de vida no planeta, o bem-estar humano e a erradicação da pobreza – que dependem diretamente dos serviços essenciais dos ecossistemas – possam estar asseguradas. Essas considerações também estão na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, com os respectivos ODS (Anexo 3). O Anexo 4 mostra o nível de implementação atual para cada uma das Metas de Aichi no Brasil.

Em relação às obrigações assumidas na CDB, o governo federal instituiu em 1994 o Programa Nacional da Diversidade Biológica, o Pronabio⁵ (PRONABIO 1994). As ações do programa são aprovadas pela Comissão Nacional de Biodiversidade (Conabio), fórum responsável pela definição de diretrizes para a implementação

4. http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dcbio/_arquivos/metas_aichi_147.pdf

5. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D1354.htm

do Pronabio e da Política Nacional de Biodiversidade⁶ (PNB 2002). Além disso, o governo formulou a Estratégia Nacional de Biodiversidade, que contempla as 20 metas nacionais, a partir da colaboração de vários setores da sociedade civil organizada e da elaboração do Plano de Ação Governamental (MMA 2017; ver também Epanb, na seção 5.2.3 deste Capítulo).

Existem ainda acordos suplementares no âmbito da CDB, como o Protocolo de Cartagena e o Protocolo de Nagoya. O Protocolo de Cartagena sobre Biossegurança foi adotado em 2000 pela Conferência das Partes da CDB e está em implementação no Brasil. Seu objetivo é assegurar proteção à transferência, à manipulação e ao uso dos organismos vivos modificados (OVM) resultantes da biotecnologia que possam ter efeitos adversos na conservação e no uso sustentável da diversidade biológica, refletindo a busca por um equilíbrio entre a conservação da biodiversidade e os interesses comerciais atrelados aos organismos geneticamente modificados (OGM). O Protocolo de Nagoya, criado pela Conferência das Partes em 2010, trata do acesso a recursos genéticos e à repartição justa e equitativa dos benefícios advindos de sua utilização. O Brasil, mesmo sendo signatário deste protocolo, ainda não o ratificou. Contudo, apesar do aparente pouco interesse do Congresso Nacional nesta ratificação, em 2015 foi publicada a Lei 13.123, que dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético e aos conhecimentos tradicionais associados. Esta lei, que substituiu a medida provisória 2.186 de 2001, regula o acesso e o uso do patrimônio genético, a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e a repartição de benefícios para a conservação e o uso sustentável da biodiversidade (MMA 2017). Embora o Sistema de Cadastro do Patrimônio Genético (SisGen) precise de ajustes, esta lei e o Decreto 8.772 de 2016 que a regulamenta trouxeram avanços nesta área. Merece destaque o incentivo dado às empresas para a repartição de benefícios de produtos de fonte não identificável que, agora, pode ser feita de várias formas, inclusive por meio do apoio a projetos de pesquisa que visem a conservação da biodiversidade.

5.4.3. Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima (UNFCCC)

O propósito da Convenção do Clima é estabilizar as concentrações dos gases de efeito estufa resultantes das atividades humanas em níveis que evitem a interferência do homem no sistema climático do planeta. As Partes contratantes se comprometem a realizar os devidos esforços para pôr em prática ações que reduzam a emissão desses gases. O Acordo de Paris, firmado pelas Partes em 2015, tem como objetivo, até 2050, limitar o aquecimento global de forma a não ultrapassar 1,5°C com relação aos níveis pré-industriais. Esse Acordo foi composto pelas Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC) de cada país in-

6. <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=363>

dividualmente. O NDC brasileiro consiste em um componente de uso sustentável da terra e outro de energia sustentável (Brasil 2015). O componente de uso da terra inclui metas como zerar o desmatamento ilegal na Amazônia e restaurar 12 milhões de hectares degradados. Além disso, o compromisso é explícito acerca da importância da adaptação às mudanças climáticas baseada em ecossistemas, o que está em harmonia com as Metas de Aichi e os ODS do país (ver discussão em Scarano 2017). Ao contrário de vários outros países (ver Hoehne *et al.* 2017), a aderência do Brasil a esses compromissos está ancorada na legislação nacional, como a Lei de Proteção à Vegetação Nativa, o Plano Nacional de Restauração da Vegetação Nativa e o Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas (Scarano 2017). A NDC brasileira, para Hoehne *et al.* (2017), não constitui um grande desvio das projeções de emissão de gases estufa e provavelmente, portanto, não irá requerer o fortalecimento de políticas de mitigação até 2025/30.

5.4.4 Convenção de Combate à Desertificação (UNCCD)

Em decorrência dos compromissos assumidos pelo país perante a UNCCD, o governo brasileiro criou a Comissão Nacional de Combate à Desertificação (CNCD), por meio do decreto presidencial de 21 de julho de 2008. Presidida pelo Ministério do Meio Ambiente, seu objetivo é deliberar sobre a implementação da política nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca, em alinhamento com as demais políticas setoriais, programas, projetos e atividades governamentais de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca. Além de promover a articulação da política nacional, orientar, acompanhar e avaliar o cumprimento dos compromissos firmados pelo Brasil no âmbito da UNCCD, a Comissão deve estabelecer estratégias de ações de governo e estimular a construção de pactos para o combate à desertificação e a mitigação dos efeitos da seca⁷. Esse acordo assinado pelo Brasil junto com outros 192 países resultou num Programa de Ação Nacional (PAN) publicado em 2005 pela Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente (MMA 2005). O foco do Programa são as áreas mapeadas como suscetíveis à desertificação (ASD), que somam pouco mais de 15% do território nacional – incluindo toda a Caatinga e parte do Cerrado – e onde residem quase 20% da população nacional. A construção do PAN de Combate à Desertificação contemplou diversos setores da sociedade, absorvendo demandas e conhecimentos variados, reconhecendo sua importância na missão de combate à desertificação e às suas consequências. Ainda antes da divulgação dos ODS, o PAN de Combate à Desertificação observou tanto a realidade do fenômeno da seca como seus impactos sobre a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e as populações humanas. Apesar desse esforço, o desafio da

desertificação persiste. Fatores degradantes do solo nas ASD continuam a se expandir e o conhecimento acadêmico sobre causas e efeitos da desertificação ainda é reduzido e tem pouca influência na tomada de decisões políticas nas zonas semiáridas. A restauração ecológica da Caatinga é incipiente e contamos apenas com iniciativas experimentais, embora promissoras, que estão sendo conduzidas pelos Centros de Referência em Restauração de Áreas Degradadas (CRAD) e por universidades do semiárido. Atualmente, a abordagem do *nexus*, que permite a análise integrada entre as seguranças hídrica, energética e alimentar, emergiu como um importante avanço na concepção de avaliação, prevenção e reversão da desertificação (Flammini *et al.* 2014).

Em 2017, o Brasil aderiu oficialmente ao programa Neutralidade da Degradação da Terra (LDN) durante a 13ª Conferência das Partes (COP13) da UNCCD. O programa deriva do objetivo 15.3 da Agenda 2030 das Nações Unidas: “Até 2030, combater a desertificação e restaurar a terra e o solo degradado, incluindo terrenos afetados pela desertificação, secas e inundações, e lutar para alcançar um mundo neutro em termos de degradação do solo” e constitui parte do Marco Estratégico 2018 – 2030 da UNCCD.

5.5. DESAFIOS URGENTES E SOLUÇÕES EMERGENTES

A combinação da perda de biodiversidade e de ecossistemas e das mudanças no clima e no uso da terra com a persistência de pobreza e desigualdade são desafios urgentes a serem tratados no Brasil. Este capítulo aponta para a possibilidade de se tratar essas questões de forma integrada, ou seja, introduzindo instrumentos de política ambiental nas políticas de desenvolvimento, de forma a permitir que a conservação ou a restauração da biodiversidade possam gerar oportunidades de renda, trabalho e economia. Por exemplo, 42% da cobertura vegetal nativa do Brasil está contida em cerca de 400 municípios (7% do total de municípios no país) onde vivem 13% da população brasileira mais pobre. Geração de renda a partir da natureza conservada – como a baseada em produtos florestais não madeireiros, em sua maioria extraídos por populações tradicionais e agricultores familiares – será essencial para conciliar a redução de pobreza com a conservação desses recursos naturais (Kasecker *et al.* 2018). Além disso, há ainda uma grande concentração de municípios com baixo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) e com reduzida cobertura vegetal, nos quais a restauração ecológica deverá constituir uma nova economia que melhore a qualidade de vida dessas populações (p.ex., Pires *et al.* 2017; Rezende *et al.* 2018). Para lidar com esses desafios, o país firmou compromissos globais, muitos desses ancorados em políticas nacionais que, para sua realização, precisam tanto de comando e controle, como de incentivos para ganho de escala. Este capítulo sinaliza ganhos, mas também perdas e riscos em políticas relacionadas a áreas protegidas, Terras

7. Decreto presidencial de 21 de julho de 2008. Acesso em Out/2018. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Dnn/Dnn11701.htm

Indígenas e de outras comunidades locais, pagamento por serviços ambientais, entre outras. A avaliação dessas políticas carece de aprimoramento, com monitoramento regular e construção e acesso a bases de dados ambientais qualificadas que dialoguem com as bases de dados sociais existentes. Nesse aspecto, a ciência e a política (tanto no setor público como no privado) têm muito espaço para incrementar a interação, o diálogo e a colaboração. A mediação de usos e interpretações de ambiente por meio de atributos como cultura, usos tradicionais e inserção social pode ser um ponto importante na formalização de políticas mais participativas, pautadas pela justiça social e ambiental. Assim, devem ser levadas igualmente em consideração tanto a biodiversidade quanto a sociodiversidade brasileiras.

Começam a surgir diversas práticas baseadas na natureza que têm valor adaptativo às mudanças climáticas, à redução de riscos de desastres e à redução dos riscos de extinção de espécies. Tais soluções, muitas delas exemplificadas neste capítulo, variam de acordo com o contexto social e ambiental e, portanto, não há fórmula única. Vale salientar que algumas oportunidades que emergem demandam soluções em curto prazo. Uma grande vantagem reside no fato de o país dispor de mais de 60 milhões de hectares de pecuária improdutivo, sobre os quais pode se dar a expansão agrícola, reduzindo os números e os riscos do desmatamento (Scarano *et al.* 2012; Strassburg *et al.* 2014, 2017). Outro exemplo diz respeito à LPVN, cujo eventual cumprimento gera a possibilidade de expansão da área efetivamente protegida no Brasil no âmbito de propriedades privadas, ainda que exista algum ceticismo quanto à real eficiência disso (p.ex., Vieira *et al.* 2018). A ciência, especialmente em interação com outras formas de conhecimento, também terá cada vez mais um papel fundamental no desenvolvimento dessas soluções.



REFERÊNCIAS

CAPÍTULO 1

- Abell R *et al.* (2011). Concordance of freshwater and terrestrial biodiversity. *Conservation Letters*, 4(2): 127-136
- Ab'saber A N (1970). Províncias geológicas e domínios morfoclimáticos no Brasil. *Geomorfologia*, 20:1-25
- Agostinho A A, Gomes L C, Pelicice F M (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. *Eduem: Maringá*
- Agostinho A A, Thomaz S M, Gomes L C (2005). Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652
- Agostinho A A, Pelicice F M, Júlio Jr H F (2006). Biodiversidade e Introdução de Espécies de Peixes: unidades de conservação. *In: Campos, J.B.; Tossulino, M.G.P.; Muller, C.R.C. Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade.* Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná, pp 95 - 117
- Aguiar L M S *et al.* (2015). Cerrado: terra incógnita do século 21. *Ciência Hoje*, 330: 32-37
- Aronson M F *et al.* (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. R. Soc. B. The Royal Society*, 281: doi: 10.1098/rspb.2013.3330
- Assunção F O (2007). *Historia del Gaucho.* Buenos Aires: Claridad. 2ª ed.
- Azevedo-Santos V M *et al.* (2017). Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26(7): 1745-1752
- Barretto A G O P *et al.* (2013). Agricultural intensification in Brazil and its effects on land-use patterns: an analysis of the 1975-2006 period. *Global Change Biology*, 19(6): 1804-1815
- Béllard C *et al.* (2014). Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography*, 23:1376-1386
- Bessa E, Silva F, Sabino J, (2017). *Ecotourism's Promise and Peril.* Springer International Publishing, Cham. doi: 10.1007/978-3-319-58331-0
- Bourne A *et al.* (2016). A socio-ecological approach for identifying and contextualizing spatial ecosystem-based adaptation priorities at the sub-national level. *PLoS One*, 11: 1-22. doi: 10.1371/journal.pone.0155235
- Braat L C, de Groot R (2012). The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1: 4-15. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.011
- Brancação P H S *et al.* (2014). Cultural Ecosystem Services and Popular Perceptions of the Benefits of an Ecological Restoration Project in the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 22: 65-71. doi: 10.1111/rec.12025
- Britski H, Silimon KA, Lopes ZS (2007). *Peixes do Pantanal, Manual de identificação.* Brasília: Embrapa, Corumbá: Embrapa-CPAP. 184 p.
- Bustamante M M *et al.* (2012). Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 72: 655-671
- Castello L *et al.* (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6: 217-229
- Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Caatinga (CNRBC) 2004. *Cenários para o bioma Caatinga.* Recife, Sec. Ciênc. Tecnol. Meio Ambiente, 283 pp.
- Copertino M S *et al.* (2016). Seagrass and Submerged Aquatic Vegetation (VAS) Habitats off the Coast of Brazil: state of knowledge, conservation and main threats. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64 (número especial 2): 117-136
- Coutinho LM (2006). O conceito de bioma. *Acta Botanica Brasilica*, 20(1):13-23
- Coutinho R *et al.* (2016). Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: status of knowledge and challenges. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64 (2): 27-36
- Cunha, MC (1999). Populações tradicionais e a Convenção da Diversidade Biológica. *Estudos Avançados*, 13 (36) doi: 10.1590/S0103-40141999000200008
- da Cunha, E. 1902. *Os Sertões (Campanha de Canudos).* Rio de Janeiro, Laemmert & Cia, 632 p.
- Fedele, G., Locatelli, B., Djoudi, H., 2017. Mechanisms mediating the contribution of ecosystem services to human well-being and resilience. *Ecosystem Services*, 28: 43-54
- Filgueiras TS, Santos-Gonçalves AP (2004). A checklist of the basal grasses and bamboos in Brazil. *The Journal of the American Bamboo Society*, 18 (1): 7-18
- Folke, C., Biggs, R., Norström, A. V., Reyers, B., Rockström, J., 2016. Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecology and Society*, 21: art41. doi:10.5751/ES-08748-210341
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1999). *Sustaining agricultural diversity in agro-ecosystems functions.* Roma: FAO, 43 p.
- Forzza RC, *et al.* (2012). New Brazilian floristic list highlights Conservation Challenges. *BioScience*, 62: 39-45
- Franco, JLA (2013). O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. *História (São Paulo)*, 32 (2): 21-48
- Frederico, R. G., Olden, J. D., & Zuanon, J. (2016). Climate change sensitivity of threatened, and largely unprotected, Amazonian fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(S1): 91-102
- Groot, R S (1992). Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. *Wolters-Noordhoff BV, Netherlands*, 315 p.
- Hoeinghaus D J *et al.* (2009). Effects of river impoundment on ecosystem services of large Tropical rivers: Embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology*, 23: 1222-1231
- Horta P A *et al.* (2016). Rhodoliths in Brazil: Current knowledge and potential impacts of climate change. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64 (2): 17-136
- Hueting R *et al.* (1998). The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics*, 25 (1): 31-35
- IBGE (2016). *Arranjos populacionais e concentrações urbanas no Brasil.* Rio de Janeiro: Coordenação de Geografia.
- IBGE (2017). *Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA.* <https://sidra.ibge.gov.br/home/pms/brasil>
- IBGE (2004). *Mapa de Biomas do Brasil e Mapa de Vegetação do Brasil.* <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>
- IBGE (2017). *Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação.* Acesso em Jul/2017. ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2017/estimativa_dou_2017.pdf
- ICMBio (2016). *Sumário executivo do livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção.* Acesso em Jan/2018. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/dcom_sumario_executivo_livro_vermelho_ed_2016.pdf
- ISA (Instituto Socioambiental) (2017a) *Localização e extensão das TIs.* <https://pib.socioambiental.org/pt/c/terras-indigenas/demarcacoes/localizacao-e-extensao-das-tis>
- ISA (Instituto Socioambiental) (2017b). *Territórios remanescentes de quilombos.* <https://uc.socioambiental.org/territ%C3%B3rios-de-ocupa%C3%A7%C3%A3o-tradicional/territ%C3%B3rios-remanescentes-de-quilombos>
- Junk W J *et al.* (2006). The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: A synthesis. *Aquatic Sciences*, 68: 400-414
- Keddy P A *et al.* (2009). *Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities.* *BioScience*, 59 (1): 39-51
- Lahaye C *et al.* (2013). Human occupation in South America by 20,000 BC: the Toca da Tira Peia site, Piauí, Brazil. *Journal of Archaeological Science*, 40: 2840-2847
- Leão Z M A N *et al.* (2016). Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64 (2): 97-116
- Lewinshon T M, Prado P I (2005). How Many Species Are There in Brazil? *Conservation Biology*, 19(3): 619-624 doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00680.x
- Lima Junior D P, Magalhães A L B & Vitule J R S (2015). Dams, politics and drought threat: The march of folly in Brazilian freshwaters ecosystems. *Natureza & Conservação*, 13: 196-198.
- Lima J E F W & Silva E M (2005). Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro. *In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C.; Felfili, J. M. (org.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação.* Brasília: MMA.
- Lourival R, Harris M & Montambault J R (2000). *Introdução ao Pantanal, MS, Brasil.* Pp.146-151. *In: P.W. Willink, B. Cherronoff, L.E. Alonso, J.R. Montambault & R. Lourival (eds.). A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil.* Bulletin of Biological Assessment 18. Conservation International, Washington, 306p.
- Loyola R *et al.* (2014). *Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção.* Rio de Janeiro: Andrea Jakobson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 82 p.
- MAFFI L (org) (2001). *On biocultural diversity: Linking language, knowledge, and the environment.* Washington: Smithsonian Institution Press.
- Manhães M A & Loures-Ribeiro A (2005). Spatial distribution and diversity of bird community in an urban area of Southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(2): 285-294
- MapBiomas, 2017. *MapBiomas:* <http://mapbiomas.org/>
- Marinha do Brasil, 2017. <https://www.marinha.mil.br/content/amazonia-azul-0>.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystem and their services.* Washington, DC: Island Press.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2018) <http://www.mma.gov.br/areas-protetidas>
- Mittermeier R A *et al.* (2011). *Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots.* *In: Biodiversity Hotspots - Distribution and Protection of Conservation Priority Areas.* Springer Heidelberg, 550 p. doi: 10.1007/978-3-642-20992-5
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2014). *PPCerrado - Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Cerrado: 2ª fase (2014-2015).* Brasília: MMA. 132 p.
- Moura R L *et al.* (2016). An extensive reef system at the Amazon River mouth. *Science Advances*, 2: e1501252
- Nabinger C *et al.* (2009). *Produção animal com base no campo nativo: aplicações de resultados de pesquisa.* *In: Pillar VD, Müller SC, Castilhos ZM, Jacques AVA (eds.). Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade.* Brasília: MMA, p. 175-198
- Nazareno A G *et al.* (2012). Serious new threat to Brazilian forests. *Conservation Biology*, 26(1): 5-6.
- Oliveira T E *et al.* (2017). *Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands.* *Land Use Policy*, 63: 394-400
- Oliveira J A, Gonçalves P R & Bonvicino C R (2003). *Mamíferos da Caatinga.* Pp 275-333 *In: IR Leal, M Tabarelli & JMC da Silva*

- (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 822 p.
- Oliveira-Filho A T & Fontes M A L (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica*, 32(4b): 793-810
- Oliveira-Filho A T *et al.* (2015). Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8: 242-260
- ONU (2014). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights*. New York: Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- Overbeck G E *et al.* (2007). Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology. Evolution and Systematics*, 9: 101-116
- Pascual U *et al.* (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustainability*, 26: 7-16
- Pauchard A. & Barbosa O (2013). Regional assessment of Latin America: rapid urban development and social economic inequity threaten biodiversity hotspots, in T. Elmquist *et al.* (eds.) *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: a global assessment*. Springer. pp. 589-608.
- PBL Netherlands Environmental Assessment Agency (2012). *Roads from Rio+20. Pathways to achieve global sustainability goals by 2050*. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Pelicice FM *et al.* (2017). Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18(6): 1119-1133. doi: 10.1111/faf.12228
- Pelicice F M *et al.* (2014). Serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: The naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7(1): 55-60
- Piedade M T F *et al.* (2012). As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro [Código florestal. O que os legisladores precisam saber]. Brasília: Comitê Brasil para a Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável. pp 9-17.
- Pillar V P, Andrade B O, Dadalt L (2015). *Serviços Ecosistêmicos*. In: Pillar V D & Lange O (ed.). *Os Campos do Sul*. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos, p. 117-119.
- Pires A P F *et al.* (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 187-193. doi: 10.1016/j.pecon.2017.08.003
- Pires A P F *et al.* (2018). Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. *Ecosystem Services*, 34: 68-73
- Pitcock J, Hansen L J & Abell R (2008). Running dry: freshwater biodiversity, protected areas and climate change. *Biodiversity*, 9(3-4): 30-38
- Posey D. (1982). *Keepers of the Forest*. Garden, 6: 18-24
- Queiroz L. P. *et al.* (2017). Diversity and Evolution of the Flowering Plants of the Caatinga Domain. In JMC da Silva, IR Leal & M Tabarelli (eds.) *Biodiversity, Ecosystem Services and Sustainable Development in Caatinga*. Springer. doi: 10.1007/978-3-319-68339-3_2
- Rodrigues M. T. (2003). *Herpetofauna da Caatinga*. Pp. 181-236 273 in IR Leal, M Tabarelli & JMC da Silva (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 822 p.
- Roubach R. *et al.* (2003). *Aquaculture in Brazil*. *World Aquaculture Magazine*, 34(1): 28-34
- Sabino, J; Krause, M. 2014. *Pantanal Terra e Água*. 1 ed. Curitiba: Underwater Books. 252 p.
- Sacco A G, Bergman F B & Rui A M (2013). Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 13(2): 153-162
- Scarano F R & Ceotto P (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity Conservation*, 24:2319-2331 doi: 10.1007/s10531-015-0972-y
- Scarano F R (2017). Ecosystem-based adaptation to climate change: concept, scalability and a role for conservation science. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 65-73 doi: 10.1016/j.pecon.2017.05.003
- Scarano F R, Guimarães A, da Silva J M (2012). Lead by example. *Science*, 486: 25-27
- Scremin-Dias E, Lorenz-Lemke A P, Oliveira A K (2011). The floristic heterogeneity of the Pantanal and the occurrence of species with different adaptive strategies to water stress. *Brazilian Journal of Biology*, 71 (1): Suppl. 1: 275-282
- Sidonio L (2012). *Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades*. BNDES Setorial 35: 421-463
- Silva J M C *et al.* (2003). *Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade*. Pp 237-273 in IR Leal, M Tabarelli & JMC da Silva (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 822 p.
- Soule M E & Wilcox B A (1980). *Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland, MA.
- Sparovek G *et al.* (2015). Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. *Environmental Science and Technology*, 17: 1377-1396
- Sperandelli D I *et al.* (2013). Dynamics of urban sprawl, vacant land, and green spaces on the metropolitan fringe of São Paulo, Brazil. *Journal of Urban Planning and Development*, 139(4): 274-279
- Strassburg B B N *et al.* (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1: 0099.
- SUDAM (2009). *Amazônia Legal*. <http://www.amazonialegal.com.br/textos/Sudam.htm>
- Tundisi J G (2006). *Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos*. *Revista USP*, (70), 24-35.
- Tundisi J G & Tundisi T M (2016). *Limnologia*. Oficina de textos.
- Unesco (2001). *Declaração universal sobre a diversidade cultural*. http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/CLT/diversity/pdf/declaration_cultural_diversity_pt.pdf
- Willink P W *et al.* (2000). *A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil*. *Bulletin of Biological Assessment* 18, Conservation International, Washington, D.C.
- Wilson EO (1988). *Biodiversity*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/989>. 538 pages
- Winemiller K O *et al.* (2016). *Balancing hydro-power and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong*. *Science*, 351(6269): 128-129.
- WWF (2016). *Bacia do Alto Paraguai – uso e ocupação do solo*. WWF-Brasil e Fundação Tuiuiu. Brasília. 33p.
- indicadores de mudanças ecológicas nos ecossistemas aquáticos da região lacustre de Penalva, área de proteção ambiental da Baixada Maranhense-I. Peixes. In: Alves AG, Lucena RF, Albuquerque UP. *Atualidades em etnobiologia e etnoecologia*. Recife: SBEE. 2005. p. 61-80.
- Almeida M (2013). *Caipora e outros conflitos ontológicos*. *Revista de Antropologia da UFSCar*, 5(1):7-28
- Almeida O T (2006). *A Indústria pesqueira na Amazônia*. PRÓVÁRZEA/MMA. 107 p.
- Alvard M S (1998). *Indigenous hunting in the Neotropics: conservation or optimal foraging?* In: Caro TM (Ed.). *Behavioral ecology and conservation biology*. Oxford: Oxford University Press, 1998. p. 474-500.
- Alves L F, Santos P F (2013). *Brazilian biodiversity as a source of new medicines*. *Revista Brasileira de Farmácia*, 94 (3): 307-320.
- Alves R R, Mendonça L E, Confessor M V, *et al.* (2009). *Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil*. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5:12. doi:10.1186/1746-4269-5-12
- Amado-Filho M, Pereira-Filho G H (2012). *Rhodolith beds in Brazil: a new potential habitat for marine bioprospection*. *Brazilian Journal of Pharmacognosy*, 22(4):782-788. doi:10.1590/s0102-695x2012005000066
- Amaral B D (2004). *Fishing territoriality and diversity between the ethnic populations Ashaninka/Kaxinawá, river Breu, Brazil/Peru*. *Acta Amazônica*, 34 (1): 75-88. doi:10.1590/S0044-59672004000100010
- Amaral B D (2005). *Fisheries and fishing effort at the Indigenous reserves Ashaninka/Kaxinawá, river Breu, Brazil/Peru*. *Acta Amazônica*, 35 (2): 133-144. doi:10.1590/S0044-59672005000200004
- Amorozo M C (2013). *Sistemas agrícolas de pequena escala e a manutenção da agrobiodiversidade: uma revisão e contribuições*. Botucatu: UNESP, FCA. 120 p.
- ANA (2012). *Agência Nacional de Águas. Atlas Brasil – Abastecimento urbano de água. Panorama nacional. Vol 1*. Acesso em Ago/2018. <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf>
- ANA (2016). *Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos. Informe 2016*. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos (SPR), Brasília – DF. Acesso em Dez/2017. <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe-conjuntura-2016.pdf>
- Anderson A B, Posey D A (1985). *Manejo de cerrado pelos índios Kayapó*. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 2: 77-98
- Anderson A B, Posey D A (1987). *Reflorestamento indígena*. *Ciência Hoje*, 6 (31): 44-50
- Anderson A B, Posey D A (1989). *Management of a tropical scrub savannah by the Gorotire Kayapo of Brazil*. In: Posey D A, Balee W (eds.) *Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*. Ad-

- vances in Economic Botany, 7, New York Botanical Garden: New York, USA, p. 159-173.
- Antunes A P, Fewster R M, Venticinque E M, *et al.* (2016). Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, 2. doi:10.1126/sciadv.1600936
- Arakaki A H, Scheidt G N, Portella A C, *et al.* (2009). The baru (*Dipteryx alata* Vog.) as alternative for sustainability in the area of Cerrado forest fragment in the Mato Grosso South. *Interações (Campo Grande)*, 10(1): 31-39. doi:10.1590/S1518-70122009000100004
- Arcova F C, Cesar S F, Cicco V (1998). Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. *Revista do Instituto Florestal de São Paulo*, 10 (2): 185-96
- Arcova F C, Cicco V (1999). Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, 5 (6): 125-34
- Arnt R, Pinto L F, Pinto R, Martinelli P (1998). Panará: a volta dos índios gigantes. São Paulo: ISA. 166 p. doi:10.1590/S0034-77011998000100011
- Arruda Campos M A (2016). Na roça com os Pataxó: etnografia multiespécie da mandioca na aldeia Barra Velha do Monte Pascoa, sul da Bahia. Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação Interunidades Ecologia Aplicada da Universidade de São Paulo Esalq-CENA, Piracicaba. doi: 10.11606/T.91.2016.tde-09112016-164937
- Artaxo P, Rizzo L V, Brito J F, *et al.* (2013). Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. *Faraday Discuss*, 165: 203-235. doi: 10.1039/C3FD00052D
- Auzani S C, Giordani R C (2008). Inter-Relações entre espaço físico, modo de vida Mbyá-Guarani e alimentação na perspectiva da segurança alimentar: Reflexões sobre e área indígena Araça-Í em Piraquara/PR. *Espaço Ameríndio*, Porto Alegre, 2:1, p. 129-165. doi:10.22456/1982-6524.3115
- Avidos M F, Ferreira L T (2000). Frutos dos Cerrados: Preservação gera muitos frutos. *Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento*, 15(3): 36-41
- Azadi H, de Jong S, Derudder B, *et al.* (2012). Bitter sweet: How sustainable is bio-ethanol production in Brazil? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(6): 3599-3603. doi:10.1016/j.rser.2012.03.015
- Azzini A, Benatti Junior R, Arruda M C (1986). Características tecnológicas dos caules de juta visando a produção de pastas celulósicas para papel. *Bragantia*, 45(2): 249-255. doi:10.1590/S0006-87051986000200005
- Azzini A, Salgado A L, Savy Filho A, Banzatto N V (1981). Restos vegetais da cultura da mamona como matéria-prima para celulose. *Bragantia*, 40(1): 115-124
- Azzini A, Zimback L, Gondim-Tomaz RM (1996). Palha de cana-de-açúcar como matéria-prima na obtenção de fibras celulósicas para papel. *Bragantia*, 55(1): 137-140
- Bachelet C, Vilhena Vialou A, Ceccantini G, Vialou D (2011). Aroeira's firebrand in an Archaeological context: anthracology contribution to understanding the relationship between man and his environment. *Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia (USP)*, 21, p. 115-127.
- Baer G, Langdon E J M (org.) (1992). *Portals of power: Shamanism in South Albuquerque*: University of New Mexico Press.
- Bairros EC (2011). Os butiazais do Salsal e Quatepe: história, situação atual e potencialidades – Quaraí/RS. Monografia (Graduação em Gestão para o Desenvolvimento Rural) – Curso de Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural, Universidade Feral do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Baldauf C (2012). Key research issues in global dry forests: Latin America. Unpublished report, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Baldauf C, Hanazaki N, Reis MS (2007). Caracterização etnobotânica dos sistemas de manejo de samambaia-preta (*Rumohra adiantiformis* (G. Forst) Ching – *Dryopteridaceae*) utilizados no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 21 (4): 823-834
- Balée W (1986). Análise preliminar de inventário florestal e a etnobotânica Ka'apor (Maranhão). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 2(2): 141-167
- Balée W (1987). A etnobotânica quantitativa dos índios Tembé (Rio Gurupi, Pará). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 3(1): 29-50
- Balée W (1989). Nomenclatural patterns in Ka'apor ethnobotany. *Journal Ethnobiology*, Béliem, Departamento de Programas e Projetos Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Balée, W (1993a). Biodiversidade e os índios amazônicos. *In*: Carneiro da Cunha M, Viveiros de Castro E (Org.). *Amazônia etnologia e história indígena*, São Paulo: NHI/USP.
- Balée W (1993b). Indigenous transformation of Amazonian forests: an example from Maranhão, Brazil. *L'Homme*, 33: 231-254
- Balée W (1994). Footprints of the forest: Ka'apor ethnobotany – The historical ecology of plant utilization by an amazonian people. New York: Columbia University Press
- Balée W (2010a). Amazonian dark earths. *Tipiti. Journal of the Society for the Anthropology of Lowland South America*, 8 (1): Article 3. 1-18
- Balée W (2010b). Contingent diversity on anthropic landscapes. *Diversity*, 2: 163-181
- Balée W (2013). Cultural forests of the amazon: A historical ecology of people and their landscapes. Tuscaloosa: University of Alabama Press.
- Balée WL (1985). Ka'apor ritual hunting. *Human Ecology*, 13(4): 485-510. doi: 10.1007/BF01531156
- Balée W, Gély A (1989). Managed forest succession in Amazonia: the Kaapor case. *Advances in Economic Botany*, 7: 129-158
- Balée W, Posey D (orgs.) (1989). *Resource Management in Amazonia: Indigenous and Folk Strategies*. New York: New York Botanical Garden.
- Ball, Brancalion PH (2016). Governance challenges for commercial exploitation of a non-timber forest product by marginalized rural communities. *Environmental Conservation*, 43(3): 208-220. doi: 10.1017/S0376892916000072
- Ball C (2011). As spirits speak: interaction in Wauja Exoteric Ritual. *Journal de la Société des Américanistes*, 97-1. doi:10.4000/jsa.11657
- Banco Mundial (2014). Access to electricity (% of population). Acesso em Jun/2017 <http://data.worldbank.org/indicator/EG.ELC.ACCS.ZS?page=1>
- Barbosa RI, Freitas Luz FJ, Nascimento Filho HR, Maduro CB (2006). Pimentas de Roraima, catálogo de referência. Manaus: INPA, EDUA, FAPEAM, 93 p.
- Barboza RD, Lopes SF, Souto WM, *et al.* (2016). The role of game mammals as bushmeat in the Caatinga, northeast Brazil. *Ecology and Society*, 21:2. doi:10.5751/ES-08358-210202
- Barcelos Neto A (2002). A arte dos sonhos – uma iconografia ameríndia, Lisboa, Museu Nacional de Etnologia. Assírio & Alvim, 276 pp.
- Barlow J, Parry L, Toby A *et al.* (2012). The critical importance of considering fire in REDD+ programs. *Biological Conservation*, 154 (0): 1-8. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.034
- Barra CS, Dias C (orgs.) (2012). Peixes, pescarias e os modos de viver no médio Rio Negro. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2012. [Série pescarias no Rio Negro; v. 3].
- Barreto CT, Cardoso AM, Coimbra Jr. CE (2014). Estado nutricional de crianças indígenas Guarani nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Cadernos Saúde Pública*, 30 (3): 657-662 doi:10.1590/0102-311X00117813
- Barros FB, Azevedo PD (2014). Common opossum (*Didelphis marsupialis* Linnaeus, 1758): food and medicine for people in the Amazon. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10:65
- Barthem RM, Goulding M (1997). The catfish connection: ecology, migration and conservation of Amazonian predators. New York, Columbia University Press, 1997. 34. doi:10.1577/1548-8659(1998)127<1082b:TCCEMA>2.0.CO;2
- Barthem RB, Goulding M (2007). Um ecossistema inesperado – A Amazônia revelada pela pesca. Amazon Conservation Association/Sociedade Civil Mamirauá. Lima, Peru, p. 241.
- Basso E (1985). A musical view of the universe. Philadelphia: University of Pennsylvania Press. doi:10.2307/540153
- Bastos R M (2013). A festa da jaguatirica. Florianópolis: UFSC.
- Beckerman S (1983). Optimum foraging group size for a human population: the case of Bari fishing. *American Zoologist*, 23: 283 – 290 doi:10.1093/icb/23.2.283
- Begossi A (1996). The fishers and buyers from Búzios Island (Brazil): kin ties and production. *Ciência e Cultura*, 48 (3): 142-147
- Begossi A, Figueiredo J L (1995). Ethnoichthyology of Southern coastal fishermen: cases from Búzios Island and Sepetiba Bay. *Bulletin of Marine Science*, 56(2): 710-717
- Begossi A & Garavello J C (1990). Notes on the ethnoichthyology of fishermen from the Tocantins river (Brazil). *Acta Amazonica*, 20: 341-351. doi:10.1590/1809-43921990201351
- Beraldo-souza T V (2016). Recreation classification, tourism demand and economic impact analyses of the federal protected areas of Brazil. Tese de Doutorado – University of Florida.
- Bertini M A, Rufino RR, Fushita A T, Lima M I (2016). Public green areas and urban environmental quality of the city of São Carlos, São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76(3):700-707. doi:10.1590/1519-6984.01515
- Biavatti M W, Morensi V, Leite S N, Reis A (2007). Ethnopharmacognostic Survey on Botanical Compendia for Potential Cosmeceutic Species from Atlantic Forest. *Revista Brasileira de Farmácia*, 17 (4): 640-653. doi:10.1590/S0102-695X2007000400025
- Bilvao BA, Leal AV, Méndez CL (2010). Indigenous use of fire and forest loss in Canaima National Park, Venezuela: Assessment of and tools for alternative strategies of fire management in Pemón indigenous landscape ecology. *Human Ecology*, 38: 663-673. doi:10.1007/s10745-010-9344-0
- Bittencourt AL, Krauspenhar PM (2006). Possible Prehistoric Anthropogenic Effect on *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze Expansion During The Late Holocene. *Revista Brasileira de Paleontologia*, 9 (1): 109-116
- Bodmer R E, Puertas P (2000). Community based co-management of wildlife in the Peruvian Amazon. *In*: Robinson J, Bennet E (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press. 395-409.
- Bodmer R E, Robinson J G (2004). Análise da sustentabilidade de caça em florestas tropicais no Peru – Estudo de caso. *In*: Cullen Jr. L, Rudran R, Valladares-Pádua C (Eds.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 593-629.
- Borba M F, Trindade J P, Boavista L R (2009). Pesquisa participativa para estratégias de manejo sustentável dos recursos forrageiros dos campos naturais: pressupostos e aspectos metodológicos. *Bagé: Embrapa Pecuária Sul*. 33 p.
- Borges J C (2014). Feira Krahó de sementes tradicionais: cosmologia, história e ritual no contexto de um projeto de segurança alimentar. Tese de Doutorado – Universidade de Brasília, Brasília-DF. 329 p.
- Borges R, Peixoto L A (2009). Conhecimento e uso de plantas em uma comunidade caiçara do litoral sul do Estado do Rio de

- Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 23(3): 769-779
- Borges SL, Eloy L, *et al.* (2016). Impactos do fogo em veredas no Cerrado: novas perspectivas a partir dos sistemas agrícolas tradicionais no Jalapão (Tocantins). *Ambiente e Sociedade*, 19(3): 275-300
- Bortolotto I M, Hiane P A, Ishii I H, *et al.* (2017). A knowledge network to promote the use and valorization of wild food plants in the Pantanal and Cerrado, Brazil. *Regional Environmental Change*, 17:1329-1341. doi:10.1007/s10113-016-1088-y
- Boster J (1983). A comparison of the diversity of Jivaroan gardens with that of the Tropical Forest. *Human Ecology*, 2(1): 47-67. doi:10.1007/BF00891230
- Boster J (1984). Classification, cultivation, and selection of Aguaruna cultivars of *Manihot esculenta* [Euphorbiaceae]. *Advances in Economic Botany*, 1: 34-47. doi:10.1007/BF02858802
- Boster J (1985). Selection for perceptual distinctiveness evidence from Aguaruna Jivaro varieties of *Manihot esculenta*. *Economic Botany*, 39(3): 310-325. doi:10.1007/BF02858802
- Bozarth SR, Price K, Woods WI, *et al.* (2009). Phytoliths and terra preta: The Hatahara site example. In: Woods WI, *et al.* (eds). *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's vision*. Springer: Netherlands. p. 85-98. doi:10.1007/978-1-4020-9031-8_4
- Brasil (2011). Boletim estatístico da pesca e aquicultura do ministério da pesca, MPA-Ministério da Pesca.
- Brasil (2012). Ministério da Pesca e Aquicultura. Boletim de registro geral da atividade pesqueira, 50p.
- Brasil (2014). 1o Anuário brasileiro de pesca e aquicultura. Acesso em Jan/2018. http://formsus.datasus.gov.br/novimgarq/16061/2489520_218117.pdf
- Brasil (2016). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos. Acesso Dez/2017. <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/organicos/cadastro-nacional-produtores-organicos>
- Brasil (2017a). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2017. Projeções do Agronegócio 2016/2017 a 2026/2027, 127pp.
- Brasil (2017b). Balanço Energético Nacional. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), Brasília, DF.
- Brondizio E (2006). Intensificação agrícola, identidade econômica, e invisibilidade de pequenos produtores amazônicos: caboclos e colonos em uma perspectiva comparada. In: Adams C, Murrieta RS, Neves WA. (eds.) *Sociedades caboclas amazônicas: modernidade e invisibilidade*. AnaB-lume: São Paulo, p. 135-236.
- Brondizio E (2008). The Amazonian caboclo and the Açaí palm. *Advances in Economic Botany*, 16, New York: New York Botanical Gardens.
- Bruziguessi E P (2016). *Árvores nativas do Cerrado na pastagem: Por quê? Como? Quais?* Tese de doutorado (Ecologia) – Universidade de Brasília.
- Burman A, Filgueiras T S (1993). A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). *Thaiszia*, 3: 53-88
- Bustamante P G (2016). Rede da agrobiodiversidade do Semi-Árido mineiro. In: Seminários povos indígenas e comunidades locais nos diagnósticos da Plataforma da Biodiversidade (IPBES), Instituto de Estudos Avançados, USP, São Paulo.
- Bustamante P G, Lima D B, Vasconcelos R M (2014). Conservação de recursos genéticos junto aos povos tradicionais da região Norte de MG. *Caderno de Ciência & Tecnologia*, 31
- Büttow M V, Barbieri R L, Neitzke R S, Heiden G (2009). Conhecimento tradicional associado ao uso de butiás [*Butia spp.*, Arecaceae] no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 31(4): 1069-1075
- Buzato S, Giannini T C, Machado I C, *et al.* (2012). Polinizadores vertebrados: uma visão geral para as espécies brasileiras. Polinizadores no Brasil: contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais. *São Paulo*, Edusp, 488pp, 119-141.
- Cabalzar A (2015). Kumurõ, banco Tukano. São Paulo, São Gabriel da Cachoeira: ISA, FOIRN.
- Cabral de Oliveira J (2006). Classificações em cena: algumas formas de classificação das plantas cultivadas pelos Wajãpi do Amapari (AP). Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo. doi:10.11606/D.8.2006.tde-03092007-141754
- Cabral de Oliveira J (2008). Social networks and cultivated plants. *Tipiti*, 6:1-2, Oxford, p. 101-110.
- Caixeta de Queiroz R, Girardi L G (2012). Dispersão e concentração indígena nas fronteiras das Guianas: Análise do Caso Kaxuyana. *Revista Brasileira do Caribe (Impresso)*, 13: 15-42
- Caixeta de Queiroz R (2015). Cosmologia e história waiwai e katxuyana: sobre os movimentos de fusão e dispersão dos povos (Yana). In: Denise Fajardo Grupioni; Lúcia M. M. de Andrade. (Org.). *Entre águas bravas e mansas: índios e quilombolas em Oriximiná*. 1ed. São Paulo: Comissão Pró-Índio de São Paulo; Iepé, 2015, v., p. 104-133.
- Caixeta de Queiroz R (2008). Trombetas-Ma-puera: Território indígena. Brasília: Funai/PPTAL
- Calderón CE, Soderstrom TR (1980). The genera of *Bambusoideae* (Poaceae) of the American continent: keys and comments. *Smithsonian Contributions to Botany*, 44.
- Camargo FF, de Souza TR, da Costa RB (2014). Etnoecologia e etnobotânica em ambientes de Cerrado no estado de Mato Grosso. *Interações*, 15(2): 353-360 doi:10.20435/interacoes.v15i2.112
- Camargo JM, Posey DA (1990). O conhecimento dos Kayapó sobre as abelhas sociais sem ferrão (Meliponinae, Apidae, Hymenoptera): Notas Adicionais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Zoologia*, 6 (1): 17-42.
- Camargo M, Ghilardi Jr. R (2009). Entre a terra, as águas e os pescadores do médio rio Xingu – uma abordagem ecológica. 329p.
- Cardoso TM, Modercin IF, Parra LB (2011). diagnóstico etnoambiental das terras indígenas Potiguara. Relatório Técnico, Organização das Nações Unidas para Ciência, Educação e Cultura – UNESCO/Fundação Nacional do Índio – FUNAI (Projeto 914BRA4008), Brasília.
- Cardozo EG, Muchavisoy HM, Silva HR, *et al.* (2015). Species richness increases income in agroforestry systems of eastern Amazonia. *Agroforest Syst*, 89, p. 901-916. doi:10.1007/s10457-015-9823-9
- Carmenta R, Parry L, *et al.* (2011). Understanding human-fire interactions in tropical forest regions: a case for interdisciplinary research across the natural and social sciences. *Ecology and Society*, 16:1, 53.
- Carneiro da Cunha M (2009). Cultura com aspas e outros ensaios. São Paulo: Cosac & Naif.
- Carneiro da Cunha M (2015). Traditional people, collectors of diversity. In: *Anthropological Visions of Sustainable Futures*, UCL London. doi:10.1057/978-1-137-56636-2_15
- Carneiro da Cunha M, Cesarino PN (orgs.) (2014). Políticas culturais e povos indígenas. Editora Cultura Acadêmica.
- Carneiro da Cunha M, Morim de Lima A G (2017). How Amazonian Indigenous Peoples contribute to Biodiversity. In: Baptiste B, Pacheco D, Carneiro da Cunha M, Diaz S. (eds.), *Knowing our Lands and Resources: Indigenous and Local Knowledge of Biodiversity and Ecosystem Services in the Americas*. *Knowledges of Nature* 11. UNESCO: Paris.
- Carneiro D B, Barboza M S, Menezes M P (2010). Plantas nativas úteis na Vila dos Pescadores da Reserva Extrativista Marinha Caeté-Taperaçu, Pará, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 24(4):1027-1033
- Caromano C F (2010). Fogo no mundo das águas: antracologia no sítio Hatahara, Amazônia Central. Dissertação (Mestrado em Arqueologia) – Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Caromano C F, Cascon L M, Neves E G, Scheel-Ybert R (2013). Revealing fires and rich diets: Macro- and micro-archaeobotanical analysis at the hatahara site, central Amazonia. *Journal of the Society for the Anthropology of Lowland South America*, 11(2): 40-51
- Carvalho Jr. JR, Fonseca MJ, Santana AR, Nakayama L (2011). O conhecimento etnoecológico dos pescadores yudjá, Terra Indígena Paquicamba, Volta Grande do Rio Xingu, PA, MS. *Tellus*, 21: 123-147 doi:10.20435/tellus.v0i21.245
- Carvalho Jr. JR (2014). A etnoictologia de pescadores xikrin da terra indígena Trincheira Bacajá – Pará, Brasil. 2014. 199 f.
- Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2014. Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal.
- Carvalho-Borges M, Orselli IB, de Carvalho ML, Kerr R (2018). Seawater acidification and anthropogenic carbon distribution on the continental shelf and slope of the western South Atlantic Ocean. *Journal of Marine Systems*, 187:62-81. doi:10.1016/j.jmarsys.2018.06.008
- Cascon LM (2010). Alimentação na floresta tropical: um estudo de caso no sítio Hatahara, Amazônia Central, com base em microvestígios botânicos. Dissertação (Mestrado em Arqueologia) – Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CEPED/UFSC (2012) – Atlas brasileiro de desastres naturais 1991 a 2010: volume Brasil. Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis: Ceped/UFSC.
- CEPED/UFSC (2013) – Atlas brasileiro de desastres naturais: 1991 a 2012. Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. Florianópolis: CEPED UFSC, 2013. Disponível em: <http://150.162.127.14:8080/atlas/Brasil%20Rev%202.pdf>
- Cesarino P (2011). Oniska: a poética do xamanismo na Amazônia. São Paulo: Ed. Perspectiva, 2011.
- Cesarino P (2013). Quando a terra deixou de falar: cantos da mitologia Marubo. São Paulo: Ed. 34.
- Chernela JM (1986). Os cultivares da mandioca na área do Uaupés (Tukãno). In: Ribeiro D (ed.) *Suma etnológica brasileira*. Vozes: Finep: Rio de Janeiro, pp: 151-158.
- Chiou KL, Hastdorf CA (2014). A systematic approach to species-level identification of chile pepper (*Capsicum spp.*) seeds: establishing the groundwork for tracking the domestication and movement of chile peppers through the Americas and beyond. *Economic Botany*, 68(3):316-336 doi:10.1007/s12231-014-9279-2
- Clark K, Uhl C (1987). Farming, fishing, and fire in the history of Upper Rio Negro region of Venezuela. *Human Ecology*, 15(1): 1-26. doi:10.1007/BF00891369
- Clauzet M (2000). Ecologia da pesca artesanal de uma comunidade caiçara de Ubatuba (SP). Relatório de iniciação científica (PUC-SP) FAPESP.
- Clement CR (1999a). Castanha-do-Pará [*Bertholletia excelsa*]. In: Clay WJ, Sampaio TB, Clement CR (Eds.): *Biodiversidade amazônica: exemplos e estratégias de utilização*, Manaus: SEBRAE-PDET. p.118-131
- Clement CR (1999b). "1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources In: The relation between domestication and human population decline". *Economic Botany*,

- 53(2):188-202 doi:10.1007/BF02866498
- Clement CR, Cristo MA, D'eeckenbrugge GC, *et al.* (2010). Origin and domestication of native Amazonian crops. *Diversity*, 2: 72-106. doi:10.3390/d2010072
- Cohen Marleine (1996). O caminho de volta: a saga dos gigantes Panará. In: Ricardo, Carlos Alberto [Ed.]. Povos Indígenas no Brasil: 1991/1995. São Paulo: Instituto Socioambiental, 1996. p. 601-9.
- Coimbra Jr. CE, Santos RV, Escobar AL (orgs.) (2005). Epidemiologia e saúde dos povos indígenas no Brasil. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz; Rio de Janeiro: Abrasco, 260 p.
- Colding J, Folke C (2001). Social taboos: "invisible" systems of local resource management and biological conservation. *Ecological Applications*, 11(2): 584-600. doi:10.1890/1051-0761(2001)011-[0584:STISOL]2.0.CO;2
- Coletto-Silva A (2005). Implicações na implantação da meliponicultura e etnobiologia de abelhas sem ferrão em três comunidades indígenas no estado do Amazonas. Tese de Doutorado, INPA / UFAM.
- CONSEA (2017). Tekoha: direitos dos povos Guarani e Kaiowá: visita do Consea ao Mato Grosso do Sul. Conselho Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (Brasil) – Brasília: Presidência da República, 126 p.
- Cormier L (2003). Kinship with monkeys: the Awá-Guajá foragers of Eastern Amazonia. New York: C
- Costa-Neto E M (2000). Restrições e preferências alimentares em comunidades de pescadores do município de Conde, Estado da Bahia, Brasil. *Revista de Nutrição*, 13(2): 117-126 doi:10.1590/S1415-52732000000200006
- Costa-Neto E M (2001). A cultura pesqueira do litoral norte da Bahia. *Etnoictiologia, desenvolvimento e sustentabilidade*. Salvador: EDUFBA; Maceió: EDUFAL, 2001. 159p.
- Costa-Neto E M (2004). Estudos etnoetnológicos no estado da Bahia, Brasil: uma homenagem aos 50 anos do campo de pesquisa. *Biotemas* 17(1): 117-149. doi:10.5007/%25x
- Costa-Neto EM, Marques JG (2000). Etnoictiologia dos pescadores artesanais de Siribinha, município de Conde (Bahia): Aspectos relacionados com a etologia dos peixes. *Acta Scientiarum*, 22(2):553-60
- Costa-Neto E M, Dias C V, Melo M N (2002). O conhecimento ictiológico tradicional dos pescadores da cidade de Barra, região do médio São Francisco, Estado da Bahia, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24(2): 561-572
- Costa-Ribeiro AM (2002). Senhores da memória: uma história do Nambiquara do cerrado. UNICEN Publicações/UNESCO, Cuiabá, MT.
- Costa MH (1988). O mundo dos Mehináku e suas representações visuais. Brasília, Editora Universidade de Brasília – UnB. 159p.
- Costa ML, Rodrigues SF, Hohn H (2006). Jarina: o marfim das biojóias da Amazônia. REM: Revista Escola de Minas, 59(4): 367-371. doi:10.1590/S0370-44672006000400003
- Costa TP (2011). Frutas da Caatinga. Editora e Gráfica Franciscana Ltda. Juazeiro/BA.
- Coutinho CR, Santo VB, Pinto PJ, *et al.* (2016). Entomofagia: Insetos como fonte alimentícia. In: IX Encontro de Pesquisa e Pós-Graduação, Encontros Universitários da UFC, Fortaleza, 1, p. 2102.
- Dawson A (1975). Graphic art and design of the Cashinahua. In: Dwyer JP (org.). The Cashinahua of Eastern Peru. Philadelphia: Haffenreffer Museum of Anthropology, p. 131-149.
- De Marco P, Coelho FM (2004). Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity & Conservation*, 13(7): 1245-1255. doi:10.1023/B:BI-OC.0000019402.51193.e8
- Demarchi A (2013). Figurar e desfigurar o corpo: peles, tintas e grafismos entre os Mebêngôkre (Kayapó). In: Lagrou E, Severi C (orgs) Quimera em diálogo: grafismo e figuração nas artes indígenas. Rio de Janeiro: 7 Letras, p. 247-276.
- Demarchi A (2014). Kukràdjà Nhipêjx: Fazendo cultura. Beleza, ritual e políticas da visualidade entre os Mebêngôkre (Kayapo). Tese de Doutorado (PPGSA/IFCS) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Denevan WM (2001). Cultivated landscapes of native Amazonia and the Andes. Oxford University Press, Oxford.
- Dias-de Jesus C, Almeida MW (2004). A floresta como mercado: caça e confitos na Reserva Extrativista do Alto Juruá – Acre. *Boletim Rede Amazônica*, 3(1): 9-27.
- Dias E, Laureano L (2009). Farmacopeia do Cerrado. Goiás: Articulação Pacari (Associação Pacari), 2009 352 p.: IL. color. isbn 978-85-62918-00-1. Acesso em Fev/2019. http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_agrobio/publicacao/89_publicacao01082011054912.pdf
- Dias T, Zarur S, Freitas F, Bustamante P (2007). Etnociência na pesquisa agropecuária: a interação entre a Embrapa, povos indígenas e a Fundação Nacional do Índio. *Série Documentos*, 226, Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília.
- Diaz S, Demissew S, Carabias J, *et al.* (2015). The IPBES conceptual framework-connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:1-16. doi:10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Dixon RK, Brown S, Houghton RA, *et al.* (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263:185-190. doi:10.1126/science.263.5144.185
- Donadio NM, Galbiatti JA, Paula RC (2005). Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 115-125.
- Doney SC, Balch WM, Fabry VJ, Felly RA (2009b). Ocean acidification: a critical emerging problem for the ocean sciences. *Oceanography*, 22(4): 16-25
- Doney SC, Fabry VJ, Feely RA, Kleypas JA (2009a). Ocean acidification: the other CO2 problem. *Oceanography*, 22(4): 16-25. doi:10.1146/annurev.marine.010908.163834
- Dorta SF (1986). Plumária Indígena. In: Ribeiro B (Org.) *Suma etnológica Brasileira*, 3, Petrópolis: Vozes, p. 227-236.
- Dorta SF, Cury MX (2000). A plumária indígena brasileira no Museu de Arqueologia e Etnologia da USP, EdUSP.
- Dorta SF (1981). Etnografia de um artefato plumário. Coleção do Museu Paulista, Etnologia, 4. São Paulo.
- Dorta SF, Cury MX (2010). A plumária indígena brasileira no Museu de Arqueologia e etnologia da USP. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: MAE/Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2010.
- Dourado F, Arraes TC, Silva MF (2012). O megadesastre da região serrana do Rio de Janeiro: as causas do evento, os mecanismos dos movimentos de massa e a distribuição espacial dos investimentos de reconstrução no pós-desastre. *Anuário do Instituto de Geociências*, 35:2. doi:10.11137/2012_2_43_54
- Duarte LF, Duran RS, Mendonça JT, Pinheiro MA (2014). Fishery of the Uçá crab *Ucides Cordatus (Linnaeus, 1763)* in mangrove area in Cananéia, state of São Paulo, Brazil: fishery performance, exploitation patterns and factors affecting the catches. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(3): 187-199. doi:10.1590/S1679-87592014068906203
- Durigan G, Ratter JA (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1): 11-15. doi:10.1111/1365-2664.12559
- Elias M, Rival L, McKey D (2000). Perception and management of cassava (*Manihot esculenta Crantz*) diversity among Makushi Amerindians of Guyana (South America). *Journal of Ethnobiology*, 20(2): 239-265
- Eloy L, Brondizio E, Do Pateo R (2014). New perspectives on mobility, urbanization, and resource management in riverine Amazônia. *Bulletin of Latin American Research*, 34(1):3-18 doi:10.1111/blr.12267
- Eloy L, Silveira PC, Barros ED, *et al.* (2012). O papel da cidade da agricultura familiar do semiárido: o exemplo do submédio São Francisco. *Cadernos Ceru (USP)*, 23: 185-204
- Embrapa (2016). Embrapa em números. Secretaria de Comunicação. Brasília, DF: Embrapa, 138 p
- Emperaire L, Velthem LH, Oliveira AG, *et al.* (2010). Dossiê de registro do sistema agrícola tradicional do Rio Negro, ACIM-RN / IPHAN / IRD / Unicamp-CNPq, (ORG) Emperaire L (textos de Manuela Carneiro da Cunha, Laure Emperaire, Esther Katz, Ana Gita de Oliveira, Juliana Santilli, Lúcia Hussak van Velthem). Brasília, 235p.
- Emperaire L (2000). A floresta em jogo: o extrativismo na Amazônia Central. São Paulo: Editora Unesp, Imprensa Oficial do Estado
- Emperaire L (2005). A biodiversidade agrícola na Amazônia brasileira: recurso e patrimônio. *Revista do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional*, 32
- Emperaire L, Eloy L (2008). A cidade, um foco de diversidade agrícola no Rio Negro (Amazonas, Brasil)? *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi*, 3(2): 195-211
- Emperaire L, Eloy L (2015). Amerindian agriculture in an urbanising Amazonia (Rio Negro, Brazil). *Bulletin of Latin American Research*, 34(1): 70-84. doi:10.1111/blr.12176
- Emperaire L, Peroni N (2007). Traditional management of agrobiodiversity in Brazil: A case study of manioc. *Human Ecology*, 35:6, p. 761-768.Erickson CL (2006). The domesticated landscapes of the Bolivian Amazon. In: Balée W, Erickson CL (eds.). Time and complexity in historical ecology: studies in the neotropical lowlands. Columbia University Press: New York, p: 235-278. doi:10.1007/s10745-007-9121-x
- EPE (2015) Anuário estatístico de energia elétrica. EPE Anuário estatístico. Ano Base 2015. Coord. Maurício T. Tolmasquim e Amílcar Guerreiro. Rio de Janeiro.
- Fabré N N, Alonso J C (1998). Recursos ícticos no Alto Amazonas: sua importância para as populações ribeirinhas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 14(1): 19-55
- Fabré N N, Barthem R B (2005). O manejo da pesca dos grandes bagres migradores. piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas. Manaus: PRÓVARZEA/MMA. 112 p.
- FAO (2017) Tramando e transformando: Justa Trama, a cadeia solidária do algodão agroecológico. Série Estudos sobre a cadeia de valor do algodão na América Latina e no Caribe. IBA: Brasília, p. 1-25.
- FAO (2003) Trade reforms and food security. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fauset S, Johnson M O, Gloor M, *et al.* (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*, 6: 6857. doi:10.5521/FORESTPLOTS.NET/2015_1
- Fausto C (2008). Donos demais: maestria e domínio na Amazônia. *Mana Estudos de Antropologia Social*, 14(2): 329-366. doi:10.1590/S0104-93132008000200003
- Fearnside P M (2004). Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies 3528 provide a springboard for rethinking a supposedly "clean" energy source. An editorial comment. *Climatic Change*, 66(1-2): 1-8. doi:10.1023/B:-CLIM.0000043174.02841.23
- Fernandes-Ferreira HF, Mendocça SV, Albano C, *et al.* (2012). Hunting, use and conservation of birds in Northeast Brazil. *Biodiversity Conservation*, 21: 221-244. doi:10.1007/s10531-011-0179-9
- Fernandes-Pinto E (2017). Sítios naturais Sagrados do Brasil: inspirações para o reencantamento das áreas protegidas. Tese (Doutorado em Psicossociologia de Comunidades e Ecologia Social), Instituto de Psicologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- Fernando-Pinto E, Irving M A (2015). Sítios naturais sagrados no Brasil: o gigante desconhecido. *In: Hanazaki N et al.* (Orgs.). Culturas e biodiversidade: o presente que temos e o futuro que queremos. Anais do VII Seminário Brasileiro sobre Áreas Protegidas e Inclusão Social, Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. p. 397-408.
- Ferreira Barreto M, Soares de Freiras MC (2017). Segurança alimentar e nutricional e contaminação ambiental: tabu e estigma. *Ciência & Saúde Coletiva*, 22(2): 527-534. doi: 10.1590/1413-81232017222.10582016
- Ferreira L G, Souza S B, Arantes A E (2014). Radiografia das pastagens do Brasil. Goiânia: LAPIG/UFV. 214 p.
- Figueiredo R A, Barros F B (2016). Caçar, preparar e comer o 'bicho do mato': práticas alimentares entre os quilombolas na Reserva Extrativista Ipaú-Anilzinho (Pará). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Humanas*, 11(3): 691-713. doi:10.1590/1981.81222016000300009
- Figueroa A L (2016). Guaraná, a máquina do tempo dos Sateré-Mawé. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 11: 55-85. doi:10.1590/1981.81222016000100005
- Filgueiras T S (1988). Bambus nativos do Distrito Federal, Brasil. (Gramineae: *Bambusoideae*). *Revista Brasileira de Botânica*, 11: 47-66
- Filgueiras T S, Santos-Golçalves A P (2004). A checklist of the basal grasses and bamboos in Brazil. *The Journal of the American Bamboo Society*, 18(1): 7-18. doi:10.1600/036364409790139790
- Finco F D (2012). O Potencial dos Alimentos Tradicionais Funcionais no Contexto da segurança alimentar e nutricional no Brasil. *Revista Faz Ciência*, 14:19: 87-99
- Firmino F C, Binsfeld P C (2011). A biodiversidade brasileira como fonte de medicamentos para o SUS. 12 p. Acesso em Fev/2019 <http://www.cpgls.pucgoias.edu.br/6mostra/artigos/SAUDE/FABIANA%20COSTA%20FIRMINO.pdf>
- Fitzgerald L A, Chani J M, Donadio O E (1991). Tupinambis lizards in Argentina: implementing management of a traditionally exploited resource. *In: Robinson J, Redford K* (Eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago: University of Chicago Press, 1991. p. 303-316.
- Fortini L B, Carter D R (2014). The economic viability of smallholder timber production under expanding açai palm production in the Amazon estuary. *Journal of Forest Economics*, 20(3): 223-235 doi: 10.1016/j.jfe.2014.06.001
- Fowler D, Pilegaard K, Sutton M A, et al. (2009). Atmospheric composition change: ecosystems-atmosphere interactions. *Atmospheric Environment*, 43(33): 5193-5267. doi: 10.1016/j.atmosenv.2009.07.068
- Franchetto B (1986). Falar Kuikúro: estudo etnolinguístico de um povo caribe do Alto Xingu. Tese de Doutorado [Antropologia Social] - Rio de Janeiro: Museu Nacional/UF RJ.
- Franchetto B (1989). Forma e significado na poética oral kuikúro. *Amerindia* n° 14.
- Freese C H (1997). *Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation*. Baltimore: John Hopkins University Press.
- Freire E C (2000). Distribuição, coleta uso e preservação das espécies silvestres de algodão no Brasil. Campina Grande: Embrapa CNPA.
- Freire E C (2003). Tradition, change and land rights - Land use and territorial strategies among the Piaroa. *Critique of Anthropology*, 23(4): 349-372. doi: 10.1177/0308275X03234006
- Freitas B M (1995) The pollination efficiency of foraging bees on apple (*Malus domestica* Borkh) and cashew (*Anacardium occidentale* L.). Thesis, University of Wales, Cardiff, UK. 197p. 1995
- Freitas C E, Rivas A A (2006). A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. *Ciência e Cultura*, 58(3): 30-32
- Frota M J, Silva R B, Mothers B, et al. (2012). Current status on natural products with antitumor activity from Brazilian marine sponges. *Current Pharmaceutical Biotechnology*, 13:235-244. doi:10.2174/138920112798868674
- Fuglie K O, Wang S L, Ball V E (2012). Productivity growth in agriculture: an international perspective.
- FUNAI (2017) - Fundação Nacional do Índio. Terras indígenas. Acesso em Out/2017 <http://www.funai.gov.br/index.php/indios-no-brasil/terras-indigenas>
- Furlan C M, Moraes R M, Bulbovas P, et al. (2006) *Psidium guajava* 'Paluma' (the guava plant) as a new bio-indicator of ozone in the tropics. *Environmental Pollution* 147:691-695. doi: 10.1016/j.envpol.2006.09.014
- Gaion C P, Paschoarelli LC, Pereira MA (2001). O Bambu como matéria-prima para o design industrial: um estudo de caso. *Bauru, SP: UNESP*.
- Gallois D T (2002). Kusiwa: pintura corporal e arte gráfica wajápi. Rio de Janeiro: FUNAI/VITAE.
- Gallois D T (2006). Patrimônio cultural imaterial e povos indígenas: exemplos do Amapá e norte do Pará. São Paulo: Iepé.
- Gallois D T (2008). Por que valorizar patrimônios culturais indígenas? *Ciência e Cultura*, 60(4): 34-36
- Galluzzi G, Dufour D, Thomas E, et al. (2015). An integrated hypothesis on the domestication of *Bactris gasipaes*. *Plos One*, 10:12. doi:10.1371/journal.pone.0144644
- Garcia U F (2010). Karawara. A caça e o mundo dos Awa-Guajá. Tese de Doutorado, PPGAS
- Garcia U (2016). Caça (Verbete). *Teoria e Cultura*, 11
- Garibaldi L A, Carvalheiro L G, Vaissière B E (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351: 388-391. doi:10.1126/science.aac7287
- Gariglio M A, Barcellos N D (2010). Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na caatinga - estudo de caso na Paraíba e no Pernambuco. *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga*, Brasília, p. 117-127.
- Gariglio M A, Sampaio E V, Cestaro L A, Kageyama P Y (2010). Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro.
- Giannini T C, Boff S, Cordeiro G D, et al. (2015b). Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. *Apidologie*, 46: 209-223. doi: 10.1007/s13592-014-0316-z
- Giannini T C, Cordeiro G D, Freitas B, et al. (2015a). The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. *Journal of Economic Entomology*, 108: 839-848. doi:10.1093/jee/tov093
- Giraldi M, Hanazaki N (2014). Use of cultivated and harvested edible plants by caiçaras—What can ethnobotany add to food security discussions? *Human Ecology Review*, 20:2.
- Goldemberg J, Mello F F, Cerri C E, et al. (2014). Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. *Energy Policy*, 69:14-18. doi:10.1016/j.enpol.2014.02.008
- Goldemberg J, Coelho S T, Guardabassi P (2008). The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy*, 36(6): 2086-2097. doi:10.1016/j.enpol.2008.02.028
- Goldemberg José (2009). Biomassa e energia. *Química Nova*, 32(3): 582-587
- Gomes M J, Menelau A S, Marques M W, et al. (2013). Geração de renda e o manejo florestal em assentamentos de Pernambuco. *Revista de Política Agrícola*, 22(4): 56-66
- Gonçalves G G (2017). Etnobotânica de plantas alimentícias em comunidades indígenas multiétnicas do baixo Rio Uaupés - Amazonas. Tese de Doutorado - Faculdade de Ciências Agrônomicas da Unesp Botucatu. 193 p.
- Gonçalves J R (2014). Culturas populares: patrimônio e autenticidade. *In: Botelho A, Schwarcz L* (Org.). *Agenda brasileira: temas de uma sociedade em mudança*. 2ed. p. 134-141.
- Gonçalves J R (2015). Patrimônio, cultura e subjetividade. *Taipa. Revista do Museu da Cidade de Curitiba*, 2: 6-15
- Gonçalves J R, Guimarães R S, Bitar N P (org.) (2013). *A alma das coisas: patrimônios, materialidade e ressonância*. 1. ed. Rio de Janeiro: FAPERJ, 296p.
- Goulding M (1990). *Amazon: the flooded forest*. New York: Sterling Pub. Co. Inc., 1990. 208p.
- Graeb B E, Chappell M J, Wittman H, et al. (2016). The state of family farms in the world. *World Development*, 87: 1-15. doi:10.1016/j.worlddev.2015.05.012
- Graham L (1993). Performance, dynamics and social dimensions in Xavante narrative: Höimana ò-ò wasu 'u. Dissertação de Mestrado - University of Texas, Austin.
- Greger M (2007). The human/animal interface: Emergence and resurgence of zoonotic infectious diseases. *Critical Reviews in Microbiology*, 33(4): 243-299. doi:10.1080/10408410701647594
- Guadagnin D L, Gravato I C (2013). Ethnobotany, availability, and use of lianas by the Kaingang people in suburban forests in Southern Brazil. *Economic Botany*, 67:4, p. 350-362. doi:10.1007/s12231-013-9249-0
- Guala G F (2003). A new genus of bamboos from the Cerrados of Brazil. *Bamboo Science and Culture*, 17: 1-3
- Guerra A J, Fullen M A, Jorge M C, Alexandre S T (2014). Soil erosion and conservation in Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 37: 81-91. doi:10.11137/2014_1_81_91
- Hamacek F R, Martino H S, Pinheiro H M (2014). Murici, fruit from the Cerrado of Minas Gerais, Brazil: physical and physicochemical characteristics, and occurrence and concentration of carotenoids and vitamins. *Fruits*, 69: 459-472. doi:10.1051/fruits/2014032
- Hanazaki N, Berkes F, Seixas C S, Peroni N (2013). Livelihood diversity, food security and resilience among the Caiçara of coastal Brazil. *Human Ecology*, 41:153-164. doi:10.1007/s10745-012-9553-9
- Heckenberger M J, Kuikuro A, Kuikuro U T, et al. (2003). Amazonia 1492: Pristine forest or cultural parkland? *Science*, 301: 1710-1714, 2003. doi:10.1126/science.1086112
- Heckenberger M J (1999). Manioc agriculture and sedentism in Amazonia: the Upper Xingu example. *Brazilian Archaeology*, p. 633-648. doi: 10.1017/S0003598X00087056
- Heckler S, Zent S (2008). Piaroa Manioc Varietals: Hyperdiversity or Social Currency? *Human Ecology*, 36:5, p. 679-697. doi: 10.1007/s10745-008-9193-2
- Hermann J M, Lang M, Gonçalves J, Hasenack H (2016). Forest-grassland biodiversity hotspot under siege: land conversion counteracts nature conservation. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2:e01224. doi:10.1002/ehs2.1224
- Hill J D (1993). *Keepers of the sacred chants: the poetics of ritual power in an Amazonian society*. The University of Arizona Press: Tucson and London.
- Hill K, Padwe J (2000). Sustainability of Aché Hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *In: Robinson J, Bennett EL* (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press, p. 79-105.
- Hipólito J, Boscolo D, Viana B F (2018). Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256: 218-225. doi:10.1016/j.agee.2017.09.038
- Horta P A, Vieira-Pinto T, Martins C D, et al. (2012). Evaluation of impacts of climate change and local stressors on the biotechnological potential of marine macroalgae: a brief theoretical discussion of likely scenarios. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 22(4):768-774. doi: 10.1590/S0102-695X2012005000085
- Howe C, Suich H, Vira B, Mace G M (2014). Creat-

- ing win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*, 28: 263-275. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005
- IBGE [2008] – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico. Acesso em Jan/2018 <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/imprensa/ppts/0000000105.pdf>
- ICMBio [2017]. Dados de Visitação 2007 – 2016. Acesso em Jan/2018. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/noticias/2017/dados_de_visitacao_2012_2016.pdf
- Imperatriz-Fonseca (org.) *et al.* [2012]. Polinizadores no Brasil, contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável conservação e serviços ambientais. EDUSP, 489p.
- Infante J, Rosalen P L, Lazarini J G, *et al.* [2016]. Antioxidant and anti-inflammatory activities of unexplored Brazilian native fruits. *Plos One*, 11:4. doi: 10.1371/journal.pone.0152974
- IPEA [2011] – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Desafios do desenvolvimento. Agricultura – Agricultura em família 2011, Ano 8, 66. Acesso em Set/2017. http://www.ipea.gov.br/desafios/index.php?option=com_content&id=2512:-catid=28&Itemid=23
- IPEA [2017] – Instituto de Pesquisa Econômica. IPEAData Regional. Produção de leite por região. Acesso em Set/2017. <http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>
- IPCC [2013] Summary for policymakers in climate change 2013: the physical science basis, contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.
- Iriarte J, Behling H [2007]. The expansion of Araucaria forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. *Environmental Archaeology*, 12. doi: 10.1179/174963107x226390
- ISA [2001] – Instituto Socioambiental. Plano de negócios: Arte Baniwa – Cestaria Indígena de Arumã do rio Negro.
- ISA [2010] – Instituto Socioambiental. Populações indígenas no Brasil. Acesso em Abril/2017. <https://pib.socioambiental.org/pt/c/0/1/2/populacao-indigena-no-brasil>
- ISA [2016] – Instituto Socioambiental. Estudo revela situação alarmante de insegurança alimentar entre Guarani Kaiowá. <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/estudo-revela-situacao-alarmante-da-nutricao-e-seguranca-alimentar-entre-guarani-kaiowa>
- ISA [2017] – Instituto Socioambiental. Xingú: Histórias dos Produtos da Floresta. São Paulo: Instituto Socioambiental. 388 p.
- Isendahl C [2011]. The domestication and early spread of manioc (*Manihot esculenta Crantz*): a brief synthesis. *Latin American Antiquity*, 22(4): 452-468. doi: 10.7183/1045-6635.22.4.452
- Ito R G, Garcia C A, Tavano V M [2016]. Net sea-air CO₂ fluxes and modelled pCO₂ in the southwestern subtropical Atlantic continental shelf during spring 2010 and summer 2011. *Continental Shelf Research*, 119: 68-84. doi: 10.1016/j.csr.2016.03.013
- Ito R G, Schneider B, Thomas H [2005]. Distribution of surface fCO₂ and sea-air fluxes in the Southwestern subtropical Atlantic and adjacent continental shelf. *Journal of Marine Systems*, 56: 227-242. doi: 10.1016/j.jmarsys.2005.02.005
- Jardine K J, Meyers K, Abrell L, *et al.* [2013]. Emissions of putative isoprene oxidation products from mango branches under abiotic stress. *Journal of Experimental Botany*, 64(12):3669. doi:10.1093/jxb/ert202
- Jardine K F, Fernandes de Souza V, Oikawa P, *et al.* [2017]. Integration of C1 and C2 metabolism in trees. *International Journal of Molecular Sciences*, 18(10): 2045. doi:10.3390/ijms18102045
- Johns T, Maundu P [2006]. Forest biodiversity, nutrition and population health in market-oriented food systems. *Unasylva*, 57: 34-40.
- Jorge R J, Martins A M, Morais I C, *et al.* [2011]. *In vitro* studies on *Bothrops venoms* cytotoxic effect on tumor cells. *Journal of Experimental Therapeutics and Oncology*, 9: 249-253.
- Judziwicz E J, Soreng R J, Davidse G, *et al.* [2000]. Catalogue of the New World grasses (*Poaceae*): I. *Subfamilies Anomochlooideae, Bambusoideae, Ehrhartoideae, and Pharoideae*. Contributions from the United States National Herbarium, 39, p. 1-128.
- Judziwick E J, Clark L G, Londoño X, Stern M J [1999]. American bamboos. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Junqueira A B, Souza N B, Stomph T J, *et al.* [2016b]. Soil fertility gradients shape the agrobiodiversity of Amazonian homegardens. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221:270-281. doi: 10.1016/j.agee.2016.01.002
- Junqueira A B, Stomph T J, Clement C R, Struik P C [2016a]. Variation in soil fertility influences cycle dynamics and crop diversity in shifting cultivation systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 215: 122-132. doi: 10.1016/j.agee.2015.09.015
- Junqueira A B, Shepard G, Clement C [2010]. Secondary forests on anthropogenic soils in Brazilian Amazonia conserve agrobiodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 19(7): 1993-1961. doi:10.1007/s10531-010-9813-1
- Junqueira C N, Augusto S C [2017]. Bigger and sweeter passion fruits: effects of pollinator enhancement on fruit production and quality. *Apidologie*, 48: 131-140. doi:10.1007/s13592-016-0458-2
- Junqueira C N, Yamamoto M, Oliveira P E, *et al.* [2013]. Nest management increases pollinator density in passion fruit orchards. *Apidologie* 44: 729-737. doi:10.1007/s13592-013-0219-4
- Keesing F, Holt RD, Ostfeld RS [2006]. Effects of species diversity on disease risk. *Ecology Letters*, 9(4): 485-98. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00885.x
- Keniger L E, Gaston K J, Irvine K N, Fuller R A [2013]. What are the benefits of interacting with nature? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(3): 913-935. doi: 10.3390/ijerph10030913
- Kerr R, da Cunha L C, Kikuchi R K, *et al.* [2016]. The western South Atlantic Ocean in a high-CO₂ world: current measurement capabilities and perspectives. *Environmental Management*, 57(3): 740-752. doi: 10.1007/s00267-015-0630-x
- Kerr W E, Posey D A, Wolter W [1978]. Cupá ou cipó babão, alimento de alguns índios amazônicos. *Acta Amazonica*, 8(4): 702-705. doi: 10.1590/1809-43921978084702
- Kerr W E, Carvalho G A, Nascimento V A [1996]. Abelha Uruçu: Biologia, manejo e conservação, Belo Horizonte – MG, Ed. Fundação Acangaú, 144p.
- Kishimoto A, Jovchevich P [2016]. Agrobiodiversidade das comunidades quilombolas do vale do Ribeira. In: Seminários Povos Indígenas e Comunidades Locais nos Diagnósticos da Plataforma da Biodiversidade (IPBES), Instituto de Estudos Avançados, USP, São Paulo.
- Kline K L, Msangi S, Dale V H, *et al.* [2016]. Reconciling food security and bioenergy: priorities for action. *Global Change Biology-Bioenergy*, 9(3): 557-576. doi: 10.1111/gcbb.12366
- Köhler M [2014]. Diagnóstico preliminar da cadeia das frutas nativas no estado do Rio Grande do Sul. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Biociências, UFRGS. 80 p.
- Kohlhepp G [2010]. Análise da situação da produção de etanol e biodiesel no Brasil. *Estudos Avançados*, 24(68): 223-253. doi:10.1590/S0103-40142010000100017
- Lagrou E [1996]. Xamanismo e grasmato entre os Kaxinawa. In: Langdon EJ (Org.) *Xamanismo no Brasil, Novas Perspectivas*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, p. 197-231.
- Lagrou E [2007]. A Fluidez da forma: arte, alteridade e agência em uma sociedade amazônica (Acre). Rio de Janeiro: Topbooks.
- Landau E, Moura L [2010]. Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais. *Embrapa Milho e Sorgo-Capítulo em livro técnico (Infoteca-E)*.
- Langdon E J (org.) [1996]. *Xamanismo no Brasil: novas perspectivas*. Editora da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Lanna S L, Delgado P S, Ayres E, Lago R M [2012]. Eco-design: a eficiência de produtos feitos de Bambu para o sequestro de carbono. 10o Congresso Brasileiro de
- Pesquisa e Desenvolvimento em Design, São Luis (MA).
- Lapola D M, Martinelli L A, Peres C A, *et al.* [2014]. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, 4: 27-35. doi: 10.1038/nclimate2056
- Le Quéré C, Andrew R M, Friedlingstein P, *et al.* [2018]. Global carbon budget 2017. *Earth System Science Data Discussions*, 10: 405-448. doi:10.5194/essd-10-405-2018
- Le Quéré C, Andrew RM, Canadell JG, *et al.* [2016]. Global carbon budget. *Earth System Science Data Discussions*, 8(2): 605.
- Leeuwenberg FJ, Robinson JG [2000]. Traditional management of hunting by a Xavante community in Central Brazil: The search for sustainability. In: Robinson J G, Bennet EL, (Orgs.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press. p. 375-394.
- Lencina-Avila J M, Ito R G, Garcia C A, Tavano V M [2016]. Sea-air carbon dioxide fluxes along 35° S in the South Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 115: 175-187. doi: 10.1016/j.dsr.2016.06.004
- Lévi-Strauss C [1955]. *Tristes tropiques*. Paris: Plon, 1973.
- Lévi-Strauss C [1991]. *História de Lince*. São Paulo: Companhia das letras, 1993.
- Lévi-Strauss C [1964]. *O cru e o cozido*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2004.
- Lévi-Strauss C [1966]. *Do mel às cinzas*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2005.
- Lévi-Strauss C [1967]. *A origem dos modos à mesa*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2006
- Lévi-Strauss C [1971]. *O homem nu*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2011.
- Levis C, Costa FRC, Bongers G, *et al.* [2017]. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, 355:6328, p. 925-931. doi:10.1126/science.aal0157
- Lima D, Pozzobon J [2005]. Amazônia socioambiental. Sustentabilidade ecológica e diversidade social. *Estudos Avançados*, 19:54, p. 45-76.
- Lima M A, Boddey R M, Alves B J, *et al.* [2012]. Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Brasília, DF: Embrapa, 347 p. doi:10.1590/S0103-40142005000200004
- Lima T S [1996]. Os dois e seus múltiplos: reflexões sobre o perspectivismo em uma cosmologia Tupi. *Mana Estudos de Antropologia Social*, 2(2): 21-47. doi:10.1590/S0104-93131996000200002
- Lima Valéria, Amorim M C [2011]. A importância das áreas para a qualidade ambiental das cidades. *Revista Formação*, nº13, p. 139 – 165.
- Londoño X, Clark L G [2002]. A revision of the Brazilian bamboo genus *Eremocaulon* (Poaceae: Bambuseae: Guaduiniae). *Systematic Botany*, 27: 703-721. doi: 10.1043/0363-6445-27.4.703
- Lopes W J [2008]. *A cultura do bambu: A formação de uma cadeia produtiva alternativa para o desenvolvimento sustentável*. Monografia (Graduação em Ciências

- Econômicas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.
- MEA (2005). Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC: New Island, 13.
- Magalhães S B, Cunha M C (orgs.) (2017). Expulsão de ribeirinhos em Belo Monte: relatório da SBPC. São Paulo: SBPC. 448 p. Disponível para download em: <http://portal.sbpnet.org.br/livro/belomonte.pdf>.
- Manhãe A P (2008). Caracterização da cadeia produtiva do bambu no Brasil: abordagem preliminar. Monografia (Curso de Engenharia Florestal) – Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- Manzatto C V, Freitas Jr E, Peres J R (2002). Uso agrícola dos solos brasileiros. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 174 p.
- Marchetti F, Massaro L, Amorozo M M, Butturi-Gomes D (2013). Maintenance of manioc diversity by traditional farmers in the state of Mato Grosso, Brazil: A 20-Year Comparison. *Economic Botany*, 67(4): 313-323. doi: 10.1007/s12231-013-9246-3
- Marinelli A L, Monteiro M R, Ambrósio J D, et al. (2008). Desenvolvimento de compostos poliméricos com fibras vegetais naturais da biodiversidade: uma contribuição para a sustentabilidade amazônica. *Polímeros Ciência e Tecnologia*, 18:2, p. 92-99.
- Martelli A, Santos Jr. A R (2015). Arborização Urbana do Município de Itapira – SP: Perspectivas para Educação Ambiental e sua influência no conforto térmico. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 19(2): 1018-1031
- Martin S T, Andreae M O, Althausen D, et al. (2010a). An overview of the amazonian aerosol characterization experiment 2008 (AMAZE-08). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10: 11415-11438. doi: 10.5194/acp-10-11415-2010
- Martin S T, Andreae M O, Artaxo P, et al. (2010b). Sources and properties of amazonian aerosol particles. *Reviews of Geophysics*, 48: 10.1029/2008RG000280.
- Martin S T, Artaxo P, Machado L A, et al. (2016). Introduction: Observations and modeling of the Green Ocean Amazon (GoAmazon2014/5). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16: 4785-4797 doi: 10.5194/acp-16-4785-2016
- Mazzei K, Colesanti M T, Santos D G (2007). Areas verdes urbanas, espaços livres para o lazer. *Sociedade & Natureza, Uberlândia*, 19(1): 33-43
- McBratney A, Field D J, Koch A (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*. 213: 203-213. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.08.013
- McDonald D (1977). Food taboos: A primitive environmental protection agency [South America]. *Anthropos*, 72(5-6): 734-748.
- McMichael C H, Palace M W, Bush M B, et al. (2014). Predicting pre-Columbian anthropogenic soils in Amazonia. *Proceedings of the Royal Society*, 281: 20132475. doi: 10.1098/rspb.2013.2475
- Medeiros R, Young C E (2011). Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Relatório Final. Brasília: UNEP/WWF, 120p.
- Medina J C (1959). Plantas fibrosas da flora mundial. Campinas: Instituto Agrônômico, p. 182 – 183.
- Meggers B J (1985). Advances in Brazilian archaeology, 1935-1985. *American Antiquity*, 50(2): 364-373
- Meliá-Bartomé (1993). Os Caiabis não-xinguanos. In: Coelho VP (org.). Karl von den Steinen: um século de antropologia no Xingu. São Paulo: Edusp/Fapesp, 1993. p. 485-509.
- Mello A J, Peroni N (2015). Cultural landscapes of the Araucaria Forests in the northern plateau of Santa Catarina, Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11:51doi:10.1186/s13002-015-0039-x
- Mello J C (2015). Artesanato em Capim Dourado na região do Jalapão-Tocantins: Trabalho & Indicação de Procedência (IP) em Tempos de Globalização. *Política & Trabalho, Revista de Ciências Sociais*, 43: 263-278.
- Melo MM, Saito CH (2011). Regime de Queima das Caçadas com Uso do Fogo Realizadas pelos Xavante no Cerrado. *Revista Biodiversidade Brasileira*, p. 97-109
- Mena P, Stallings JR, Regalado J, Cueva R (2000). The sustainability of current hunting practices by Huaorani. In: Robinson J, Bennet E (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University, p. 57-78
- Menezes RR, Torres AF, Silva TS, et al. (2012). Antibacterial and antiparasitic effects of *Bothropoides lutzi venom*. *Natural Products Communications*, 7(1): 71-74
- Miller T (2015). Bio-sociocultural aesthetics: Indigenous Ramkokamekra-Canela gardening practices and varietal diversity maintenance in Maranhão, Brazil. Tese de Doutorado. University of Oxford.
- Million J L, Vilharva K N, Cáceres N V, Oliveira R C (2018). A etnobotânica como instrumento para a legalização da terra ancestral dos Kaiowa do Tekoha Taquara, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: *Rodriguésia [in press]*.
- Miranda T M, Hanazaki N (2008). Conhecimento e uso de recursos vegetais de restinga por comunidades das ilhas do Cardoso (SP) e de Santa Catarina (SC), Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 22(1): 203-215
- Mistry J A, Berardi V, Andrade T, et al. (2005). Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: the case of the Krahô of Tocantins. *Human Ecology*, 33: 356-386. doi:10.1007/s10745-005-4143-8
- Montardo-Oliveira D L (2009). Através do mbaraka: música, dança e xamanismo guarani. São Paulo: Edusp, 2009. 304 p.
- Monteiro F T, Pereira D B, Del Gaudio R S (2012). Os(as) apanhadores(as) de flores e o Parque Nacional das Sempre-vivas: entre ideologias e territorialidades. *Sociedade & Natureza*, 24(3): 419-434. doi: 10.1590/S1982-45132012000300004
- Moran E F (2010). Environmental social science: Human-environment interactions and sustainability. Malden, Mass: Wiley-Blackwell.
- Morcatty T Q, Valsecchi J (2015). Social, biological, and environmental drivers of the hunting and trade of the endangered yellow-footed tortoise in the Amazon. *Ecology and Society*, 20(3): 3. doi:10.5751/ES-07701-200303
- Moreira J M (2011). Potencial e participação das florestas na matriz energética. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 31:68, p. 363-372. doi:10.4336/2011.pfb.31.68.363
- Moreira P A, Lins J, Dequigiovanni G, et al. (2015). The domestication of Annatto (*Bixa orellana*) from *Bixa urucurana* in Amazonia. *Economic Botany*, 69(2): 127-135. doi:10.1007/s12231-015-9304-0
- Moreira PA, Mariac C, Scarcelli N, et al. (2016). Chloroplast sequence of Treegourd (*Crescentia cujete*, *Bignoniaceae*) to study phylogeography and domestication. *Applications in Plant Sciences*, 4:10, 1600048. doi: 10.3732/apps.1600048
- Morim de Lima A G (2016). "Brotou batata para mim" Cultivo, gênero e ritual entre os Krahô (TO, Brasil). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Morsello C, Yagüe B, Beltreschi L, et al. (2015). Cultural attitudes are stronger predictors of bushmeat consumption and preference than economic factors among urban Amazonians from Brazil and Colombia. *Ecology and Society*, 20(4): 21. doi:10.5751/ES-07771-200421
- Moruzzi Marques P E (2010). Embates em torno da segurança e soberania alimentar: estudo de perspectivas concorrentes. *Segurança Alimentar e Nutricional*, 17(2): 78-87 doi: 10.20396/san.v17i2.8634795
- Mota R S, Dias H M (2012). Quilombolas e recursos florestais medicinais no sul da Bahia, Brasil. *Interações. Campo Grande*, 13(2): 151-159. doi: 10.20435/interações.v13i2.310
- Mourão JS, Nordi N (2002). Comparações entre as taxonomias folk e científica para peixes do estuário do Rio Mamanguapé, Paraíba-Brasil. *Interciência*, 27(12)
- Mourão JS, Nordi N (2003). Etnoictologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguapé, Paraíba, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 29(1): 9-17.
- MPA (2010). Boletim estatístico da pesca e aquicultura. Acesso em Jan/2018. http://www.uesc.br/cursos/pos_graduacao/mestrado/animal/bibliografia2013/luis_art4_rousseff.pdf
- Müller R (1990). Os Asurini do Xingu. História e arte. Campinas: Unicamp.
- Munang R, Thiaw I, Alverson K, et al. (2013). The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1): 47-52. doi: 10.1016/j.cosust.2013.02.002
- Murrieta R S, Batistoni M, Pedrosa Jr. N N (2004). Consumo alimentar e ecologia em populações ribeirinhas na região da Floresta Nacional de Caxiuanã (PA). *Boletim Rede Amazônia*, 3(1): 85-94
- Myers R L (2006). Living with fire: sustaining ecosystems and livelihoods through integrated fire management. The Nature Conservancy: Arlington, VA, USA.
- Nascimento Filho H R, Barbosa R I, Luz F J (2007). Pimentas do gênero *Capsicum* cultivadas em Roraima, Amazônia brasileira. II. Hábitos e formas de uso. *Acta Amazonica*, 37(4): 561 – 568. doi: 10.1590/1809-43922002322192
- Nasi R, Taber A, Van Vliet N (2011). Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon basins. *International Forestry Review*, 13(3): 355-368. doi: 10.1505/146554811798293872
- Nepstad D, Schwartzman S, Bamberger B, et al. (2006). Inhibition of amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1): 65-73. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x
- Neves E G (2015). A Floresta antropogênica: arqueologia e história ecológica da biodiversidade brasileira. In: *Seminários Povos Indígenas e Comunidades Locais nos Diagnósticos da Plataforma da Biodiversidade (IPBES)*, Instituto de Estudos Avançados, USP, São Paulo.
- Neves E G, Petersen J B, Bartone R N, Silva C A (2003). Historical and socio-cultural origins of amazonian dark earths. In: Lehmann J, Kern, D, Glaser B, Woods W. (Org.). *Amazonian Dark Earths: Origins, Properties, Management*. Kluwer Academic Publishers. doi:10.1007/1-4020-2597-1_3
- Nogueira-Botao F R, Dantas Simões S V (2009). Uma abordagem sistêmica para a agropecuária e a dinâmica evolutiva dos sistemas de produção no Nordeste Semi-Árido. *Revista Caatinga*, 22(2):1-6
- Nogueira L A, Capaz R S (2013). Biofuels in Brazil: evolution, achievements and perspectives on food security. *Global Food Security*, 2(2): 117-125. doi: 10.1016/j.gfs.2013.04.001
- Nogueira M, Fleischer S (2005). Entre tradição e modernidade: potenciais e contradições da cadeia produtiva agroextrativista no Cerrado. *Estudos, Sociedade e Agricultura*, 13(1): 125-157.
- Nowak D J, Crane D E, Stevens J C (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), pp.115-123. doi: 10.1016/j.ufug.2006.01.007
- Norris D, Michalski F (2013). Socio-economic and spatial determinants of anthropogenic predation on Yellow-spotted River Turtle, *Podocnemis unifilis* (Testudines: Pelomedusidae), nests in the Brazilian Amazon: Implications for sustainable conservation and management. *Zoologia*, 30(5): 482-490. doi: 10.1590/S1984-46702013000500003
- OECD (2015). *Agricultural Outlook 2015-2024: special feature – Brazil: prospects and challenges*. Group of Commodity Markets – Working Party on Agricultural Policies and Markets.
- Ojasti J (1991). Human exploitation of Capybara.

- In: Robinson J, Redford K (Eds.). neotropical wildlife use and conservation. Chicago: University of Chicago Press, p. 236-252.
- Okubo B M, Silva O N, Migliolo L, *et al.* (2012). Evaluation of an antimicrobial L-amino acid oxidase and peptide derivatives from *Bothropoides mattozoi* pitviper venom. Plos One. doi: 10.1371/journal.pone.0033639
- Oliveira D S, Guerrero A F, Guerrero C H, Toledo L M (2008). A rede de causalidade da insegurança alimentar e nutricional de comunidades quilombolas com a construção da rodovia BR-163, Pará, Brasil. Revista de Nutrição, 21(Suplemento): 83s-97s
- Oliveira-Junior C J, Cabreira-Pereira P (2012). Sistemas agroflorestais: potencial econômico da biodiversidade vegetal a partir do conhecimento tradicional ou local. Revista Verde, 7(1): 212 – 224
- Oliveira J, Potiguara R C, Batista L C. (2006). Fibras vegetais utilizadas na pesca artesanal na microrregião do Salgado, Pará. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas, 11(2): 113-127.
- Oliveira T L (2016). Interfaces híbridas: armas e armadilhas de caça e pesca no alto rio Negro. Iluminuras 17: 214-247. doi: 10.22456/1984-1191.69985
- Olsen K M, Schaal B A (1999). Evidence on the origin of cassava: Phylogeography of *Manihot esculenta*. PNAS, 96:10, p. 5586-5591. doi: 10.1073/pnas.96.10.5586
- Orselli I B, Kerr R, de Azevedo J L, *et al.* (2019). The sea-air CO₂ net fluxes in the South Atlantic Ocean and the role played by Agulhas eddies. Progress in Oceanography, 170: 40-52 doi: 10.1016/j.pocean.2018.10.006
- Overbeck G E, Müller S C, Fidelis A, *et al.* (2007). Brazil's neglected biome: The South Brazilian campos. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 9(2): 101-116. doi: 10.1016/j.ppees.2007.07.005
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, *et al.* (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. Diversity and Distributions, 21: 1455-1460. doi:10.1111/ddi.12380
- Overbeck GE, Scasta JD, Furquim FF, *et al.* (2018). The South Brazilian grasslands – A South American tallgrass prairie? Parallels and implications of fire dependency, Perspectives in Ecology and Conservation, 16, p. 24-30. doi:10.1016/j.pecon.2017.11.002
- Padoch C, Pinedo-Vasquez M (2010). Saving slash-and-burn to save biodiversity. Biotropica, 42(5): 550-552. doi: 10.1111/j.1744-7429.2010.00681.x
- Pagiola S, Von Glehn H C, Taffarello D (2013). Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. São Paulo: Secretaria do meio ambiente/Coordenadoria de biodiversidade e recursos naturais, 336p.
- Pagliari-Heloisa (2002) A revolução demográfica dos povos indígenas do Brasil: a experiência dos Kaiabi do Parque Indígena do Xingu, MT – 1970-1999. São Paulo: USP. 199 p. (Tese de Doutorado).
- Parry L, Barlow J, Peres C (2009a): Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: Implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. Biological Conservation, 142:1777-1786. doi: 10.1016/j.biocon.2009.03.018
- Parry L, Barlow J, Peres C (2009b): Hunting for sustainability in tropical secondary forests. Conservation Biology, 23(5): 1270-1280. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01224.x
- Pascual U, Balvanera P, Diaz S, *et al.* (2017). Valuing nature's contributions to people: The IPBES approach. Current Opinion in Environmental Sustainability, 7-16. doi: 10.1016/j.cosust.2016.12.006
- Peralta N, Lima DM (2013). A comprehensive overview of the domestic economy in Maimirauá and Amanã In 2010. Uakari, 9(2): 33 – 62.
- Peralta N, Moura E, Nascimento AC, Lima DM (2008). Renda doméstica e sazonalidade em comunidades da RDS Maimirauá, 1995-2005. UAKARI, 5(1): 7-19. doi: 10.31420/uakari.v9i2.155
- Pereira-Filho J M, Silva A M, César M F (2013). Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal, 14(1): 77-90 doi: 10.1590/S1519-99402013000100010
- Pereira L G (2008). Síntese dos métodos de pegada ecológica e análise emergética para diagnóstico da sustentabilidade de países: O Brasil como estudo de caso. -- Campinas, SP. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia de Alimentos.
- Peroni N, Hanazaki N (2002). Current and lost diversity of cultivated varieties, especially cassava, under swidden cultivation systems in the Brazilian Atlantic forest. Agriculture, Ecosystems and Environment, 92: 171-183. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00298-5
- Petri J L, Leite G B, Couto M, Francescato P (2011). Avanços da Cultura da Macieira no Brasil. Revista Brasileira de Fruticultura, 33:48-56.
- Pezo-Lanfranco L, Eggers S, Petronilho C, *et al.* (2018). Middle Holocene plant cultivation on the Atlantic Forest coast of Brazil? Royal Society Open Science, 5: 180432. doi: 10.1098/rsos.180432
- Pillar V P, Müller S C, Castilhos Z M, Jacques A V (Ed.) (2009). Campos sulinos. Conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 408 p.
- Pinheiro L (2004). Da ictiologia ao etnoconhecimento: saberes populares, percepção ambiental e senso de conservação em comunidade ribeirinha do rio Piraiá, Joinville, estado de Santa Catarina. Acta Scientiarum-Biological Sciences, 26(3): 325-334. 2004. doi: 10.4025/actascibiols-ci.v26i3.1594
- Pinto L C, Morais L M, Guimarães A Q, *et al.* (2016). Traditional knowledge and uses of the *Caryocar brasiliense cambess.* (Pequi) by “quilombolas” of Minas Gerais, Brazil: subsidies for sustainable management. Brazilian Journal of Biology, 76(2): 511-519. doi:10.1590/1519-6984.22914
- Pinto M A (2015). A caça e a pesca na beira de Tabatinga: Um estudo do mercado de recursos naturais na tríplice fronteira Brasil-Colômbia-Peru. Dissertação de mestrado, Universidade Federal Do Amazonas.
- Pöschl U, Martin S T, Sinha B, *et al.* (2010). Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon. Science, 329: 1513. doi: 10.1126/science.1191056
- Posey DA (1983). Keeping of stingless bee by Kayapó Indians of Brazil, Journal of Ethnobiology, 3 (1): 63-73.
- Posey D A (1986). Etnoentomologia de tribos indígenas da Amazônia in Darcy Ribeiro (Ed.), Berta G. Ribeiro (Coord.), Suma Etnológica Brasileira 1, 14: 251-271
- Posey D A (1998). Diachronic ecotones and anthropogenic landscapes in Amazonia: contesting the consciousness of conservation. In: Balée W. Advances in historical ecology. Chichester, West Sussex, Columbia University Press, p. 104-118.
- Potts S G, Imperatriz-Fonseca V, Ngo H T, *et al.* (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. Nature, 540: 220-229. doi: 10.1038/nature20588
- Prado H M, Murrrieta R S (2015). Presentes do passado. Ciência hoje, 326(55): 32-37
- Prado H M, Forline L C, Kipnis R (2012). Hunting practices among the Awá-guaja : towards a long-term analysis of sustainability in an Amazonian indigenous community. Bol Mus. doi:10.1590/S1981-81222012000200010
- Prado R B, Fidalgo E C, Monteiro J M, *et al.* (2016). Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 51(9):1021-1038. doi: 10.1590/s0100-204x2016000900002.
- Price David (1982). A reservation for Nambiquara. In: Hansen A, Oliver-Smith A (Ed.), Involuntary Migration and Resettlement; Westview Press, p. 179-199.
- Price David (1969). “The present situation of the Nambiquara”. Sep. American Anthropologist, 71 (4):688-693. doi:10.1525/aa.1969.71.4.02a00060
- Price David (1972). Nambiquara society. University of Chicago, 1972. (Tese de doutorado).
- Ramires M, Barrella W (2004). Etnoictiológico dos pescadores artesanais da Estação Ecológica Juréia – Itatins (São Paulo – Brasil). In: Diegues AC (org.). Enciclopédia caçara. NUPAUB, São Paulo, v.1, 2004.
- Ramires M, Barrella W (2003). Ecologia da pesca artesanal em populações caçara de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. Interciência, 28(4): 208-213.
- Randolph SE, Dobson AD (2012). Pangloss revisited: a critique of the dilution effect and the biodiversity-buffers-disease paradigm. Parasitology, 139(7): 847-63. doi:10.1017/S0031182012000200
- Rebouças AD, Braga BP, Tundisi JG. (2002). Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. Escrituras.
- RedFord KH, Robinson JG (1987). The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. American Anthropology, 89(3): 650-667. doi: 10.1525/aa.1987.89.3.02a00070
- RedFord KH (1992). The empty forest. Bioscience, 42(6): 412- 422. doi:10.2307/1311860
- Reichel-Dolmatoff G (1978). Beyond the milky way: Hallucinatory imagery of the Tukano Indians. Los Angeles: Latin American Center Publications.
- Reichel-Dolmatoff G (1985). Basketry as metaphor: Arts and crafts of the Desana Indians of the Northwest Amazon. Los Angeles: University of California Press.
- Ribeiro-Berta (1985). A arte do trançado dos índios do Brasil: um estudo taxonômico. Belém: Museu Par. Emílio Goeldi; Rio de Janeiro: Inst. Nacional do Folclore.
- Ribeiro-Berta (1988). Dicionário do artesanato indígena. Belo Horizonte: Itatiaia; São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Ribeiro RF (2005). Florestas anãs do Sertão. O Cerrado na história de Minas Gerais. Autêntica Editora: Belo Horizonte.
- Robert P, López GC, Laques AE, Coelho-Ferreira M (2012). A beleza das roças: agrobiodiversidade Mebêngôkre-Kayapó em tempos de globalização. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas, 7: 339-369
- Rodrigues AS (2005). Etnoconhecimento sobre abelhas sem ferrão: saberes e práticas dos índios guarani M'byá na Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, Brasil. 236p.
- Ross E (1978a). The evolution of the Amazonian peasantry. Journal of Latin American studies, 10(2): 193-218.
- Ruffino ML (2004). A Pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira. Manaus: PRÓVÁRZEA/MMA. 268 p.
- Russell R, Guerry A D, Balvanera P, *et al.* (2013). Humans and Nature: How knowing and experiencing Nature affect well-being. Annual Review of Environment and Resources, 38: 473-502. doi: 10.1146/annurev-environ-012312-110838
- Saito S M, Soriano E, Londe L R (2015). Desastres Naturais. In: Sensoriamento Remoto para desastres.1 ed., São Paulo-SP. Oficina de Textos, p. 23-42.
- Sales M F, Lima M J (1985). Formas de uso da flora da Caatinga pelo assentamento da Microrregião de Soledade (PB). Pp. 165-184. In: Anais da VIII Reunião Nordestina de Botânica. Recife, 1984. Recife, Sociedade Botânica do Brasil – Seccional de Pernambuco.
- Satlick J (1990). Cocona (*Solanum sessiliflorum*) production and breeding potentials of the peach-tomato. In: Wickens GE (Ed.), Chapman and Hall, p. 257-264.
- Salt LA, Heuven SM, Claus ME, *et al.* (2015). Rapid acidification of mode and interme-

- diate waters in the southwestern Atlantic Ocean. *Biogeosciences*, 12(5): 1387-1401. doi:10.5194/bg-12-1387-2015
- Sampaio MB, Schmidt IB, Figueiredo IB, Sano PT (2010). Boas práticas de manejo para o extrativismo sustentável do capim dourado e buriti. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 72 p.
- Sanches RA (2015). Campanha Y Ikatu Xingu: governança ambiental da região das nascentes do Xingu (Mato Grosso, Brasil). Universidade Estadual de Campinas.
- Santilli J (2009). Agrobiodiversidade e direitos dos agricultores. Peirópolis, São Paulo.
- Santonieri L (2015). Agrobiodiversidade e conservação ex situ: reflexões sobre conceitos e práticas a partir do caso da Embrapa/Brasil. Unicamp.
- Santos A R (2012). Enchentes e deslizamentos: causas e soluções: áreas de risco no Brasil. São Paulo: Pini.
- Santos D G, Domingues A F, Gisler C V (2010). Gestão de recursos hídricos na agricultura: O Programa Produtor de Água. In: Prado RB, Turetta AP, Andrade AG (Org.). Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 353-376.
- Santos S C, Gomes L J (2009). Consumo e procedência de lenha pelos estabelecimentos comerciais de Aracaju-SE. *Revista Fapese*, 5(1): 155-164
- Santos M V, Lira M A, Dubeux Jr. J C, et al. (2010). Potential of Caatinga forage plants in ruminant feeding. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 39: 204-215. doi:10.1590/S1516-35982010001300023
- Santos K M, Garavello M E (2016). Segurança alimentar em comunidades quilombolas de São Paulo. *Segurança alimentar e nutricional*, 23(1): 786-794. doi:20396/san.v23i1.8646390
- São Paulo (2017). Plano Municipal de Mata Atlântica. Prefeitura de São Paulo. Acesso em Fev/2019. https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf.
- Sarti FM, Adams C, Morsetto C, et al. (2015). Beyond protein intake: bushmeat as source of micronutrients in the Amazon. *Ecology and Society*, 20:4, 22. doi:10.5751/ES-07934-200422
- Sartori AG, Amancio RD (2012). Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. *Segurança Alimentar e Nutricional*, 19: 83-93. doi:10.20396/san.v19i2.8634613
- Scaramuzzi I (2016). O extrativismo da castanha e as relações com a natureza entre quilombolas do Alto Trombetas/Oriximiná/PA. Tese de Doutorado [Departamento de Antropologia Social] – Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas.
- Schmidt I B, Moura L C, Ferreira M C, et al. (2017). Fire management in the Brazilian Savanna: first steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology*, 10.1111/1365-2664.13118. doi:10.1111/1365-2664.13118
- Schmidt K A, Ostfeld R S (2001). Biodiversity and the dilution effect in disease ecology. *Ecology*, 82(3): 609-19. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0609:BATDEI]2.0.CO;2
- Schmidt M J, Py-Daniel A R, Moraes C P, et al. (2014). Dark earths and the human built landscape in Amazonia: a widespread pattern of anthrosol formation. *Journal of Archaeological Science*, 42, p. 152-165. doi:10.1016/j.jas.2013.11.002
- Schmitz H, Mota D M, Silva Jr. J F (2009). Gestão coletiva de bens comuns no extrativismo da mangaba no nordeste do Brasil. *Ambiente & Sociedade*, 12(2): 273-292
- Schor T, Avelino F C (2017). Geography of food and the urban network in the tri-border Brazil-Peru-Colombia: The case of production and commercialization of poultry in the Amazon. *Revista Colombiana de Geografía*, 26(1): 141-154. doi: 10.15446/rcdg.v26n1.52301
- Schor T, Tavares-Pinto MA, Ribeiro AB (2016). Mercados e feiras na trílice fronteira: uma análise dos espaços de comercialização de produtos in natura na cidade de Tabatinga, Amazonas, Brasil. *Caminhos de Geografia*, 17:59. doi:10.14393/RCG175901
- Scoles R, Gribel R (2011). Population structure of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) stands in two areas with different occupation histories in the Brazilian Amazon. *Human Ecology*, 39:4, p. 455-464. doi:10.1007/s10745-011-9412-0
- Scoles R, Gribel R (2012). The regeneration of Brazil nut trees in relation to nut harvest intensity in the Trombetas River valley of Northern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology Management*, 265(1): 71-81. doi:10.1016/j.foreco.2011.10.027
- Seeger A (2015). Porque cantam os Kisedjê. São Paulo: Cosac & Naify.
- Seidl A F, Moraes A S (2000). Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. *Ecological Economics*, 33(1): 1-6. doi:10.1016/S0921-8009(99)00146-9
- Shanley P, Murilo S, Medina G (2010). Frutíferas e plantas úteis na vida amazônica. Brasília: CIFOR/EMBRAPA/MAPA.
- Shepard Jr. G H, Ramirez H (2011). "Made in Brazil": Human dispersal of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) in ancient Amazonia. *Economic Botany*, 65(1): 44-65. doi: 10.1007/s12231-011-9151-6
- Silva-Dias M, Rutledge S, Kabat P, et al. (2002). Cloud and rain processes in a biosphere-atmosphere interaction context in the Amazon Region. *Journal of Geophysical Research*, 107: D20, p.8072. doi:10.1029/2001JD000335
- Silva A L (2004). No rastro da roça: ecologia, extrativismo e manejo de arumã (*Ischnosiphon spp.*, Marantaceae) em capoeiras dos índios Baniwa do Içana, Alto Rio Negro. Dissertação de mestrado [Ecologia] – Manaus, INPA/UFAM.
- Silva-Rocha A J, Andrade-Cavalcanti L H (2005). Etnobotânica nordestina: estudo comparativo da relação entre comunidades e vegetação na Zona do Litoral – Mata do Estado de Pernambuco, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(1): 45-60
- Silva J D, Silva D D, Junqueira N T, Andrade L D (1994). Frutas nativas do Cerrado. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Silva-Mosimann G, Athayde SF, Senra KV, Schmidt MV (2000). Viagem histórica do povo Kaiabi ao seu território ancestral no Rio dos Peixes, MT. São Paulo: ISA/Atix, 2000. 75 p.
- Silva-Mosimann G (1999). Agricultura Kaiabi e Yudja na paisagem norte do Parque Indígena do Xingu. São Paulo: ISA, 1999. 104 p.
- Silva PR, Freitas TF (2008). Biodiesel: o ônus e o ônus de produzir combustível. *Ciência Rural*, 38(3): 843-851.
- Silveira LM (2009). Agricultura familiar no semi-árido brasileiro no contexto de mudanças climáticas globais. In: Angelotti F, Sá IB, Menezes EA, Pellegrino GQ (Ed.). Mudanças climáticas e desertificação no Semi-Árido brasileiro. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, p. 183-194.
- Simon MF, Grether R, de Queiroz LP, et al. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106: 20359-20364. doi:10.1073/pnas.0903410106
- Sirén A, Hamback P, Machoa J (2004). Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. *Conservation Biology*, 18(5): 1315-1329. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00024.x
- Smith D A (2008). The spatial patterns of indigenous wildlife use in western Panama: implications for conservation management. *Biological Conservation*, 141 (4): 925-937. doi:10.1016/j.biocon.2007.12.021
- Smith M, Fausto C (2016). Socialidade e diversidade de pequis (*Caryocar brasiliense*, Caryocaraceae) entre os Kuikuro do alto rio Xingu (Brasil). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 11: 87-113. doi:10.1590/1981.81222016000100006
- Smith NJH (1974). A pesca no rio Amazonas. INPA. Manaus. 154p.
- SNIF (2010). Boletim dos Sistema Nacional Florestal. Acesso em Jan/2018 <http://www.florestal.gov.br/snif/entenda-o-snif/boletim-snif>
- SNIF (2016). Boletim dos Sistema Nacional Florestal. Acesso em Jan/2018 <http://www.florestal.gov.br/snif/entenda-o-snif/boletim-snif>
- SNIF (2017). Boletim dos Sistema Nacional Florestal. Acesso em Jan/2018 <http://www.florestal.gov.br/snif/entenda-o-snif/boletim-snif>
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, et al. (2014). Cracking Brazil's forest code. *Science*, 344(6182): 363-364. doi: 10.1126/science.1246663
- Sorrensen C (2009). Potential hazards of land policy: Conservation, rural development and fire use in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 26 (3): 782-791. doi:10.1016/j.landusepol.2008.10.007
- SOS Mata Atlântica (2017). Observando os rios. Relatório de monitoramento. Acesso em Jan/2018 <https://www.sosma.org.br/projeto/observando-os-rios/analise-da-qualidade-da-agua/>
- Souza H A, Naves L C (2016). Preservação do bioma Cerrado e o aproveitamento dos frutos nativos na merenda escolar em Goiânia no contexto da educação ambiental. VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Campina Grande/PB.
- Souza S R, Vasconcellos V C, Mantovani W, Carvalho L R (2002). Emissão por folhas de *Ficus benjamina* L. (*Moraceae*) de compostos orgânicos voláteis oxigenados. *Revista Brasileira de Botânica*, 25(4): 413-18.
- Spangenberg J, Shinzato P, Johansson E, Duarte D (2008). Simulation of the influence of vegetation on microclimate and thermal comfort in the city of São Paulo, *Revista SBAU*, 3(2): 1-19
- Steege H T, Pitman N C, Sabatier D, et al. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, 342: 1243092. doi: 10.1126/science.1243092
- Steingröver E G, Geersema W, Wingerden W K (2010). Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard [The Netherlands]. *Landscape Ecology*, 25: 825-838. doi:10.1007/s10980-010-9489-7
- Strassburg B B, Latawiec A E, Barioni L G, et al. (2014). When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, 28: 84-97. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001
- Swanson TM, Barbier EB (1992). Economics for the wilds: wildlife, diversity and development. Washington: Island Press.
- Takahashi T, Sutherland SC, Wanninkhof R, et al. (2009). Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO₂, and net sea-air CO₂ flux over the global oceans, *Deep Sea Res., Part II*, doi:10.1016/j.dsr2.2008.12.009
- Thé AP (2003). Conhecimento ecológico, regras de uso e manejo local dos recursos naturais na pesca do Alto – Médio São Francisco, MG. 2003. Tese [Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais], PPG – ERN, UFSCar, São Carlos, SP.
- Thé AP, Madi EF, Nordi N. (2003). Conhecimento local, regras informais e uso do peixe na pesca local do Alto-Médio São Francisco. In: Godinho HP, Godinho AL (eds), Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. PUC Minas, Belo Horizonte.
- Thomas E, Van Zonneveld M, Loo J (2012). Present spatial diversity patterns of *Theobroma cacao* L. in the neotropics reflect genetic differentiation in Pleistocene refugia followed by human-influenced

- dispersal. PLoS One 7(10): e47676. doi: 10.1371/journal.pone.0047676
- Thorkildsen K (2014). Social-ecological changes in a Quilombola community in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Hum Ecol*, 42, p. 913–927. doi:10.1007/s10745-014-9691-3
- Toni F, Holanda Jr E (2008). The effects of land tenure on vulnerability to droughts in Northeastern Brazil. *Global Environmental Change*, 18(4): 575–582. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.08.004
- Townsend W (2000). The sustainability of subsistence hunting by the Sirionó Indians of Bolívia. In: Robinson J, Bennett E (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press, 2000. p. 267–281.
- Trata Brasil (2010). Acompanhamento do PAC Saneamento em 2010: análise comparativa com 2009. São Paulo: Instituto Trata Brasil 2011. Acesso em Jan/2012. http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/deolhonopac/relatorio_final_PAC.pdf
- Trata Brasil (2015). Ranking do saneamento ambiental. Acesso em Jan/2018. <http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2015>
- Tricaud S, Pinton F, Pereira HD (2016). Saberes e práticas locais dos produtores de guaraná (*Paullinia cupana Kunth var. sorbilis*) do médio Amazonas: duas organizações locais frente à inovação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 11: 33–53. doi:10.1590/1981.81222016000100004.
- Tugny R P (2009a). Xu ni m yōg kutex xi āgtux hemex yōg kutex / Cantos e histórias do morcego-espírito e do hemex. Rio de Janeiro: Azougue.
- Tugny R P (2009b). Mōgmōk Kutex / Cantos do gavião-espírito. Rio de Janeiro: Azougue.
- Tugny R P (2011). Escuta e poder na estética Tikmu u n-Maxakali. Rio de Janeiro: Museu do Índio.
- Uriarte M, Pinedo-Vasquez M, et al. (2012). Depopulation of rural landscapes exacerbates fire activity in the western Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(52): 21546–21550. doi:10.1073/pnas.1215567110
- USDA (2017) – United States Department of Agriculture. *Livestock and poultry: World markets and trends*.
- Valsecchi J, Amaral P V (2010). Perfil da caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. *Scientific Magazine UAKARI*, 5(2), 33–48. doi:10.31420/uakari.v5i2.65
- Van Slobbe E, De Vriend H J, Aarninkhof S, et al. (2013). Building with nature: in search of resilient storm surge protection strategies. *Nat Hazards*, 66(3): 1461–1480. doi:10.1007/s11069-012-0342-y
- Van Vliet N, Moreno J, Gómez J, et al. (2017). Bushmeat and human health: Assessing the evidence in tropical and sub-tropical forests. *Ethnobiology and Conservation*, 6:3. doi:10.15451/ec2017-04-6.3-1-45
- Van Vliet N, Nasi R (2008b). Hunting for livelihood in Northeast Gabon: patterns, evolution, and sustainability. *Ecology and Society*, 13(2): 33
- Van Vliet N, Nasi R (2008a). Why do models fail to assess properly the sustainability of duiker (*Cephalophus* spp.) hunting in Central Africa. *Oryx*, 42(3): 392–399. doi:10.1017/S0030605308000288
- Van Vliet N, Quiceno-Mesa M P, et al. (2014). The uncovered volumes of bushmeat commercialized in the Amazonian trifrontier between Colombia, Peru & Brazil. *Ethnobiology and Conservation*, 3:7. doi:10.15451/ec2014-11-3.7-1-11
- Van Vliet N, Quiceno-Mesa M P, Cruz-Antia D, et al. (2015). From fish and bushmeat to chicken nuggets: The nutrition transition in a continuum from rural to urban settings in the Colombian Amazon region. *Ethnobiology and Conservation*, 4:6. doi:10.15451/ec2015-7-4.6-1-12
- Vargas L C, Souza R S, Sufiate C B, et al. (2013). Segurança alimentar e nutricional entre os Guaranis Mbyá da Aldeia Boa Esperança, Aracruz, Espírito Santo, Brasil. *Revista da Associação Brasileira de Nutrição*, 1: 5–12
- Vayda A P (2010). Explaining Indonesian forest fires: Both ends of the firestick. In: Bates GD, Tucker J (eds.) *Human Ecology: Contemporary research and practice*. Springer US: Boston, MA, p. 17–35. doi:10.1007/978-1-4419-5701-6_2
- Velthem L H (1998). A pele de Tuluperê: uma etnografia dos trançados Wayana. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. 251 p.
- Velthem L H (2003). O belo é a fera: a estética da produção e da predação entre os Wayana. Lisboa: Assírio & Alvim.
- Venturieri G C, Raiol V F, Pereira C A (2003). Avaliação da introdução da criação racional de *Melipona fasciculata* (Apidae: Meliponina), entre os agricultores familiares de Bragança – PA, Brasil. *Biota Neotrop*. [online]. 2003, vol.3, n.2, pp.1–7. ISSN 1676-0611. doi:10.1590/S1676-06032003000200003
- Viana B F, da Encarnação J G, Garibaldi L A, et al. (2014). Stingless bees further improve apple pollination and production. *Journal of Pollination Ecology*, 14(25): 261–269.
- Vidal L (1992). *Grafismo indígena*. São Paulo: Studio Nobel, Fapesp, Edusp.
- Vieira R F, Camillo J, Coradin L (2016). Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial plantas para o futuro – Região centro-oeste. Brasília: MMA.
- Vinhote M L (2014). Usos e manejo de recursos florestais não madeireiros em unidades de conservação estaduais na área de influência da BR 319. Dissertação de Mestrado – Instituto Nacional De Pesquisas Da Amazônia, 81 p.
- Viveiros de Castro E (2006). A floresta de cristais: notas sobre a ontologia dos espíritos amazônicos. *Cadernos de campo*, São Paulo, 14/15, p. 1–382.
- Welch J R, Brondizio E S, Hetrick S S, Coimbra Jr. C E et al. (2013). Indigenous burning as conservation practice: Neotropical Savanna recovery amid agribusiness deforestation in central Brazil. *Plos One*, 8:2. doi: 10.1371/journal.pone.0081226
- WHO (2005) – World Health Organization. *Ecosystems and human well-being: health synthesis – A report of the Millennium Ecosystem Assessment*.
- WHO (2015a) – World Health Organization. *Connecting global priorities: Biodiversity and human health*. World Health Organization/UNEP, p 165.
- WHO (2015b) – World Health Organization. *Reducing global health risks through mitigation of short-lived climate pollutants. Scoping report for policymakers*.
- Witter S, Nunes-Silva P, Blochtein B, et al. (2014). As abelhas e a agricultura. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- World Water Forum (2000). *Ministerial declaration of the Hague on water security in the 21st century*. Acesso em Fev/2019. www.worldwatercouncil.org/sites/default/files/World_Water_Forum_02/The_Hague_Declaration.pdf
- Yáñez-Serrano AM, Nölscher AC, Williams J, et al. (2015). Diel and seasonal changes of biogenic volatile organic compounds within and above an Amazonian rainforest. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15: 3359–3378. doi:10.5194/acp-15-3359-2015
- Young CE, Aguiar C, Souza E (2016). Valorando tempestades: Custo econômico dos desastres climáticos extremos no Brasil nos anos de 2002–2012. In: Vinha et al. (2016) *Meio ambiente e políticas públicas no Brasil: uma abordagem multidisciplinar*.
- Yvinec C (2011). Invention et interprétation: chants de boisson et chants chamaniques chez les Suruí du Rondônia. *Journal de la Société des Américanistes*, 97-1. doi:10.4000/jsa.11713
- Zanirato SH (2010). O patrimônio natural do Brasil. *Patrimônio e cultura material. Revista do Programa de Estudos Pós-Graduados de História*, 40: 127–145
- ano/ultimas-noticias/2013/08/29/ populacao-brasileira-deve-comecar-a-diminuir-em-2043-diz-ibge.htm→.
- AGOSTINHO, Angelo A.; THOMAZ, Sidinei M.; GOMES, Luiz C. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 646–652, 2005.
- AGOSTINHO, Angelo A.; PELICICE, Fernando M.; JÚLIO Jr, Horácio F. Biodiversidade e Introdução de Espécies de Peixes: unidades de conservação. In: Campos, J. B.; Tosulino, M. G. P.; Muller, C. R. C. *Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p. 95–117.
- AGOSTINHO, Angelo A.; GOMES, Luiz C.; PELICICE, Fernando M. Ecologia e manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2007.
- AGOSTINHO, Angelo A.; PELICICE, Fernando M.; GOMES, Luiz C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4 suppl, p. 1119–1132, 2008.
- AGUIAR, Ludmilla M. S.; BERNARD, Enrico; RIBEIRO, Vivian; et al. Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Global Ecology and Conservation*, v. 5, p. 22–33, 2016.
- ALBINS, Mark A.; HIXON, Mark A. Invasive Indo-Pacific lionfish Pterois volitans reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, v. 367, p. 233–238, 2008.
- ALMEIDA, Oriana T.; MCGRATH, David G.; RUFFINO, Mauro L. The commercial sheries of the lower Amazon: an economic analysis. *Fisheries Management and Ecology*, v. 8, n. 3, p. 253–269, 2001.
- ALVAREZ, Albino R.; MOTA, José A.; INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (Orgs.). *Sustentabilidade ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano*. Brasília: IPEA, (Série Eixos estratégicos do desenvolvimento brasileiro, livro 7), 2010.
- ALVES, Nilmara O.; VESSONI, Alexandre T.; QUINET, Annabel; et al. Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. *Scientific Reports*, v. 7, p.1–13, 2017.
- AMADIO, Sidinéia; ROPKE, Cristhiana; SANTOS, Rodrigo N. Efeito das modificações ambientais naturais e antrópicas na reprodução de peixes amazônicos. *Ciência Animal*, v. 22, n.1, p. 188–196, 2012.
- AMARAL, Antônia. C. Z.; JABLONSKI, Sílvio. *Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil*. Megadiversidade, v. 1, p. 43–51, 2005.
- ANA (Agência Nacional de Águas). *Relatório de atividades: exercício 2007*. Brasília, 2007.
- ANA (Agência Nacional de Águas). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2017.
- ANCIÃES, Marina; PETERSON, A. Townsend. *Climate Change Effects on Neotropical*

- Manakin Diversity Based on Ecological Niche Modeling. *The Condor*, v. 108, n. 4, p. 778–791, 2006.
- ANADÓN, José D.; SALA, Osvaldo E.; MAESTRE, Fernando T. Climate change will increase savannas at the expense of forests and treeless vegetation in tropical and subtropical Americas. *Journal of Ecology*, v. 102, n. 6, p. 1363–1373, 2014.
- ANDRADE, André S.; QUEIROZ, Vagner T.; LIMA, Diego T.; et al. Análise de risco de contaminação de águas superficiais e subterâneas por pesticidas em municípios do Alto Paranaíba-MG. *Química Nova*, v. 34, n. 7, p. 1129–1135, 2011.
- ANDRÉA, Mara M. Uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. *Acta Zoológica Mexicana (ns)*, v. 2, p. 95–107, 2010.
- ANTUNES, André P.; FEWSTER, Rachel M.; VENTICINQUE, Eduardo M.; et al. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, v. 2, n. 10, p. 1–14, 2016.
- ARAGÃO, Luiz E. O. C.; SHIMABUKURO, Yosio E. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. *Science*, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 2010.
- ARANTES, M. L.; FREITAS, C. E. C. Effects of fisheries zoning and environmental characteristics on population parameters of the tambaqui (*Colossoma macropomum*) in managed floodplain lakes in the Central Amazon. *Fisheries Management and Ecology*, v. 23, n. 2, p. 133–143, 2016.
- ARIAS-ESTÉVEZ, Manuel; LÓPEZ-PERÍAGO, Eugenio; MARTÍNEZ-CARBALLO, Elena; et al. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 123, n. 4, p. 247–260, 2008.
- ARMENTERAS, Dolores; BARRETO, Joan Sebastian; TABOR, Karyn; et al. Changing patterns of fire occurrence in proximity to forest edges, roads and rivers between NW Amazonian countries. *Biogeosciences*, v. 14, n. 11, p. 2755–2765, 2017.
- ARTAXO, Paulo; DIAS, Maria A. F. S.; NAGY, Laszlo; et al. Perspectivas de pesquisas na relação entre clima e o funcionamento da floresta Amazônica. *Ciência e Cultura*, v. 66, n. 3, p. 41–46, 2014.
- ASSAHIRA, Cyro; PIEDADE, Maria T. F.; TRUMBORE, Susan E.; et al. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *Forest Ecology and Management*, v. 396, p. 113–123, 2017.
- ATTIAS, Nina; SIQUEIRA, Marínez F.; BERGALLO, Helena G. Acácias Australianas no Brasil: Histórico, Formas de Uso e Potencial de Invasão. *Biodiversidade Brasileira*, v. 3, n. 2, p. 74–96, 2013.
- AZEVEDO-SANTOS, Valter M.; FEARNSIDE, Philip M.; OLIVEIRA, Caroline S.; et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, n. 7, p. 1745–1752, 2017.
- BAGER, Alex; LUCAS, Priscila S.; BOURSCHIEIT, Aldem; et al. Os caminhos da conservação da Biodiversidade Brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. *Biodiversidade Brasileira*, v. 6, n. 1, p. 75–86, 2016.
- BALDAUF, Cristina; CORRÊA, Christiane E.; FERREIRA, Raydine C.; et al. Assessing the effects of natural and anthropogenic drivers on the demography of *Himatanthus drasticus* (Apocynaceae): Implications for sustainable management. *Forest Ecology and Management*, v. 354, p. 177–184, 2015.
- BALÉE, William. *Cultural Forests of the Amazon: A Historical Ecology of People and their Landscapes*. Tuscaloosa: University of Alabama Press, 2013.
- BANKS-LEITE, Cristina; PARDINI, Renata; TAMBOSI, Leandro R.; et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.
- BAPTISTA, Sandra R.; RUDEL, Thomas K. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environmental Conservation*, v. 33, n. 03, p. 195–202, 2006.
- BARBIERI, Alisson F. Transições populacionais e vulnerabilidade às mudanças climáticas no Brasil. *Redes* (Santa Cruz do Sul. Impreso), v.18, n. 2, p.193–213, 2013.
- BARONA, Elizabeth; RAMANKUTTY, Navin; HYMAN, Glenn; et al. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, v. 5, n. 2, p.1–10, 2010.
- BARTHEM, Ronaldo B.; RIBEIRO, Mauro C. L. B.; PETRERE, Miguel. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Biological Conservation*, v. 55, n. 3, p. 339–345, 1991.
- BARTHEM, Ronaldo B.; GOULDING, M. Um ecossistema inesperado – A Amazônia revelada pela pesca. Lima, Peru: Amazon Conservation Association/Sociedade Civil Mamiirauá, 2007.
- BATLLE-BAYER, Laura; BATJES, Niels H.; BINDRABAN, Prem S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 137, n. 1–2, p. 47–58, 2010.
- BAYLEY, P. B. Aquatic environments in the Amazon Basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 106, p. 399–408, 1989.
- BECA, Gabrielle; VANCINE, Maurício H.; CARVALHO, Carolina S.; et al. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, v. 210, p. 352–359, 2017.
- BECKER, Bertha. *Amazônia: geopolítica na virada do III milênio*. Rio de Janeiro: Garamound, 2006.
- BEDÊ, Lucio C.; PAGLIA, Adriano P.; NEVES, Ana Carolina O.; et al. Effects of traditional extractive management on the seedling recruitment dynamics of *Comanthera elegantula* (Eriocaulaceae) in Espinhaço mountain range, SE Brazil. *Flora*, v. 238, p. 216–224, 2018.
- BEHLING, Hermann; PILLAR, Valerio DePatta; ORLÓCI, László; et al. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 203, n. 3–4, p. 277–297, 2004.
- BENCHIMOL, Maira; PERES, Carlos A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, v. 103, n. 2, p. 408–420, 2015a.
- BENCHIMOL, Maira; PERES, Carlos A. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*, v. 187, p. 61–72, 2015b.
- BERNARD, Enrico; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, Elis. Downgrading, Downsizing, Degazetement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil: Loss of Protected Area in Brazil. *Conservation Biology*, v. 28, n. 4, p. 939–950, 2014.
- BICALHO, Simone T. T.; LANGENBACH, T.; RODRIGUES, Ricardo. R.; et al. Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. *Geoderma*, v. 158, n. 3–4, p.392–397, 2010.
- BILSBORROW, Richard; HOGAN, Daniel J. (Orgs.). *Population and deforestation in the humid tropics*. Liège: International Union for the Scientific Study of Population (IUSSP), 1999.
- BOESING, Andrea Larissa; NICHOLS, Elizabeth; METZGER, Jean Paul. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography*, v. 41, n. 9, p.1520–1533, 2018a.
- BOESING, Andrea Larissa; NICHOLS, Elizabeth; METZGER, Jean Paul. Land use type, forest cover and forest edges modulate avian cross-habitat spillover. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 3, p. 1252–1264, 2018b.
- BOLTOVSKOY, Demetrio; CORREA, Nancy. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, v. 746, n. 1, p. 81–95, 2015.
- BOMBARDI, Larissa M. *Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia*. São Paulo: FFLCH – USP, 2017.
- BOUVY, Marc; FALCÃO, Diogo; MARINHO, Mauro; et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 23, p. 13–27, 2000.
- BOWMAN, David M. J. S.; BALCH, Jennifer; ARTAXO, Paulo; et al. The human dimension of fire regimes on Earth: The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, v. 38, n. 12, p. 2223–2236, 2011.
- BRAGA, Alfesio; PEREIRA, Luiz Alberto A.; BÖHM, György M.; et al. Poluição atmosférica e saúde humana. *Revista USP*, v. 0, n. 51, p. 58–71, 2001.
- BRANCALION, Pedro H. S.; MELO, Felipe P. L.; TABARELLI, Marcelo; et al. Restoration Reserves as Biodiversity Safeguards in Human-Modified Landscapes. *Natureza & Conservação*, v. 11, n. 2, p. 186–190, 2013.
- BRANCALION, Pedro H. S.; CARDOZO, Ines V.; CAMATTA, Allan; et al. Cultural Ecosystem Services and Popular Perceptions of the Benefits of an Ecological Restoration Project in the Brazilian Atlantic Forest: Cultural Ecosystem Services in Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, v. 22, n. 1, p. 65–71, 2014.
- BRANCALION, Pedro H.S.; GARCIA, Leticia C.; LOYOLA, Rafael; et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, v. 14, p. 1–15, 2016a.
- BRANCALION, Pedro H. S.; SCHWEIZER, Daniella; GAUDARE, Ulysse; et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica*, v. 48, n. 6, p. 856–867, 2016b.
- BRANDON, Katrina; FONSECA, Gustavo A. B.; RYLANDS, Anthony B.; et al. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidade*, v.1, n.1, p. 9–813, 2005.
- BRASIL. Governo do Brasil. 2015. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/editoria/meio-ambiente/2015/09/emissao-de-co2-no-brasil-e-menor-que-media-mundial>>. Acesso em: 17 jul. 2018.
- BREWER, John W. *Toward Optimal Impulsive Control of Agroecosystems*. In: HALFON, Efraim. *Theoretical systems ecology: advances and case studies*. London: Academic Press. 1979. p. 401–416.
- BRONDÍZIO, Edurado S. *The Amazonian Caboclo and the Açai Palm: Forest Farmers in the Global Market*. New York: Botanical Garden Press, 2008.
- BROOK, Barry; SODHI, Navjot S.; BRADSHAW, Corey J. A. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 23, n. 8, p. 453–460, 2008.
- BUSTAMANTE, Mercedes M. C.; ROITMAN, Iris; AIDE, T. Mitchell; et al. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Global Change Biology*, v. 22, n. 1, p. 92–109, 2016.
- CALDEIRA, Cecílio F.; GIANNINI, Tereza C.; RAMOS, Silvío Junior; et al. Sustainability of Jaborandi in the eastern Brazilian Amazon. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 15, n. 3, p. 161–171, 2017.
- CALMON, Miguel; BRANCALION, Pedro H. S.; PAESE, Adriana; et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest

- of Brazil. *Restoration Ecology*, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.
- CÂMARA, Talita; ALMEIDA, Walkiria R.; TABARELLI, Marcelo; et al. Habitat fragmentation, EFN-bearing trees and ant communities: Ecological cascades in Atlantic Forest of northeastern Brazil: EFN-Bearing Trees and Ant Communities. *Austral Ecology*, v. 42, n. 1, p. 31–39, 2017.
- CAMARANO, Ana Amélia; ABRAMOVAY, Ricardo. Êxodo rural, envelhecimento e masculinização no Brasil: panorama dos últimos 50 anos. Rio de Janeiro: IPEA. (Texto para Discussão, 621), 1999.
- CAMPOS, V. Arsenic in groundwater affected by phosphate fertilizers at São Paulo, Brazil. *Environmental Geology*, v. 42, n. 1, p. 83–87, 2002.
- CARMO, A. B. Avaliação de Impacto Ambiental em empreendimentos costeiros e marinhos no Brasil: análise dos procedimentos e aspectos institucionais e políticos. 2016. 145f. Tese (Doutorado em Oceanografia), Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- CARNEIRO FILHO, Arnaldo; COSTA, Karine. A expansão da soja no Cerrado: caminhos para a ocupação territorial, uso do solo e produção sustentável. São Paulo: INPUT, AGROICONE, 2016.
- CARNIATTO, Natalia; THOMAZ, Sidinei M.; CUNHA, Eduardo R.; et al. Effects of an Invasive Alien Poaceae on Aquatic Macrophytes and Fish Communities in a Neotropical Reservoir. *Biotropica*, v. 45, n. 6, p. 747–754, 2013.
- CARSON, M.; KÖHL, A.; STAMMER, D.; et al. Coastal sea level changes, observed and projected during the 20th and 21st century. *Climatic Change*, v. 134, n. 1–2, p. 269–281, 2016.
- CARVALHO, José Alberto M.; RODRÍGUEZ-WONG, Laura L. A transição da estrutura etária da população brasileira na primeira metade do século XXI. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 24, n. 3, p. 597–605, 2008.
- CASSANO, Camila R.; SCHROTH, Götz; FARIA, Deborah; et al. Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 18, n. 3, p. 577–603, 2009.
- CASTELLO, Leandro; VIANA, João P.; WATKINS, Graham; et al. Lessons from Integrating Fishers of Arapaima in Small-Scale Fisheries Management at the Mamirauá Reserve, Amazon. *Environmental Management*, v. 43, n. 2, p. 197–209, 2009.
- CASTELLO, Leandro; MCGRATH, David G.; BECK, Pieter S. A. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research*, v. 110, n. 2, p. 356–364, 2011.
- CASTELLO, Leandro; MCGRATH, David G.; HESS, Laura L.; et al. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems: Vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, v. 6, n. 4, p. 217–229, 2013.
- CASTRO, W. A.; ALMEIDA, R. V.; LEITE, M. B.; et al. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. *Environmental & Experimental Botany*, v. 127, p. 55–62, 2016.
- CAVALCANTI, Roberto B.; MARINHO FILHO, Jader; MARINI, Miguel A.; et al. Cerrado e Pantanal, Reservas de Vida. *Scientific American Brasil* (edição especial), v. 39, p. 66–71, 2010.
- CECCON, Eliane; PÉREZ, Daniel Roberto. Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe. 1. ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores, 2016.
- CEDEPLAR/MMA/PNUD. Dinâmica de População e as implicações para a agenda de Planejamento Sustentável: Assentamentos Urbanos e Sustentabilidade. Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional (CEDEPLAR/UFMG), Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Fundo de População das Nações Unidas (UNFPA), Belo Horizonte, 2017a.
- CEDEPLAR/MMA/PNUD. Dinâmica de População e as implicações para a agenda de Planejamento Sustentável: Crescimento da mancha urbana, mobilidade e sustentabilidade. Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional (CEDEPLAR/UFMG), Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Fundo de População das Nações Unidas (UNFPA), Belo Horizonte, 2017b.
- CEPED (Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres). Atlas Brasileiro de Desastres Naturais: 1991 a 2012. 2. ed. Florianópolis: CEPED UFSC, 2013.
- CHAZDON, Robin L.; BRANCALION, Pedro H. S.; LAESTADIUS, Lars; et al. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, v. 45, n. 5, p. 538–550, 2016.
- CLEMENTS, R.; KOH, L. P.; LEE, T. M.; et al. Importance of reservoirs for the conservation of freshwater molluscs in a tropical urban landscape. *Biological Conservation*, v. 128, n.1, p.136–146, 2006.
- CNCFlora (Centro Nacional de Conservação da Flora, Jardim Botânico do Rio de Janeiro). Estratégia Nacional para Conservação Ex Situ de espécies ameaçadas da flora brasileira. Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio, 2016.
- CNT/SEST/SENAT. 2016. Disponível em: <http://pesquisarodovias.cnt.org.br>
- CNUC/MMA – Cadastro Nacional de Unidades de Conservação/ Ministério do Meio Ambiente. 2018. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs>. Acesso em: 22 jun. 2018.
- COCHRANE, Mark A. Synergistic Interactions between Habitat Fragmentation and Fire in Evergreen Tropical Forests. *Conservation Biology*, v. 15, n. 6, p. 1515–1521, 2001.
- COCHRANE, Mark A.; BARBER, Christopher P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. *Global Change Biology*, v. 15, n. 3, p. 601–612, 2009.
- COE, Michael T.; BRANDO, Paulo M.; DEEGAN, Linda A.; et al. The Forests of the Amazon and Cerrado Moderate Regional Climate and Are the Key to the Future. *Tropical Conservation Science*, v. 10, p. 1–6, 2017.
- COLOMBO, J. C.; KHALIL, M. F.; ARNAC, M., HORTH, A. C.; CATOGGIO, J. A. Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated biphenyls in biotic and abiotic compartments of the Rio de La Plata, Argentina. *Environmental Science & Technology*, v. 24, n. 4, p. 498–505, 1990.
- COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, n. 3 suppl, p. 697–708, 2010.
- Comissão Nacional da Verdade, 2014, “Violações de Direitos Humanos dos Povos Indígenas”. In: Relatório da Comissão Nacional da Verdade, vol.2 capítulo 5: pp.204–262. Disponível em: <cnv.memoriasreveladas.gov.br>. Acesso em: 28 jul. 2018.
- CONN, Jan E.; WILKERSON, Richard C.; SEGURA, M. Nazaré O.; et al. Emergence of a new neotropical malaria vector facilitated by human migration and changes in land use. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, v. 66, n. 1, p. 18–22, 2002.
- Conservation International, Funatura, Fundação Biodiversitas, Universidade de Brasília. Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal. Brasília, DF, 1999. Disponível em: <www.bdt.org.br/workshop/cerrado/br>. Acesso em: 8 dez. 2017.
- CONSTANTINO, Pedro A. L. Dynamics of hunting territories and prey distribution in Amazonian Indigenous Lands. *Applied Geography*, v. 56, p. 222–231, 2015.
- COPERTINO, Margareth. S.; GARCIA, Carlos. A.; TURRA, Alexander; et al.. Zonas Costeiras. In: NOBRE, Carlos. A.; MARENGO, José. A. (Orgs.) Mudanças Climáticas em rede – Um olhar interdisciplinar. São José dos Campos, SP: INCT, 2017.
- CÔRTEZ, Pedro L.; TORRENTE, Mauro; ALVES FILHO, Ailton P. A.; et al. 2015. Crise de abastecimento de água em São Paulo e falta de planejamento estratégico. *Estudos avançados*, v. 29, n. 84, 2015.
- COSTA, Daniel. S. Variação do nível médio do mar – técnicas para a avaliação. 2007. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Transportes) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- COSTA, Maurício D.; FERNANDES, Fernando A. B. Primeiro registro de *Lepus europaeus* Pallas, 1778 (Mammalia, Lagomorpha, Leporidae) no sul do Estado de Minas Gerais e uma síntese dos registros conhecidos para o sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 12, n.3, p. 311–314, 2010.
- CROUZEILLES, Renato; PREVEDELLO, Jayme A.; FIGUEIREDO, Marcos S. L.; et al. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landscape Ecology*, v. 29, n. 3, p. 479–489, 2014.
- CUNHA, Manuela C. Os Direitos do Índio. Ensaios e documentos. São Paulo: editora Brasiliense, 1987.
- CUNHA, Manuela C.; LIMA, Ana Gabriela M de. How Amazonian Indigenous Peoples enhance Biodiversity. In: BAPTISTE, Brigitte, PACHECO, Diego; Cunha, Manuela C. et al. (Eds.). Knowing our Lands and Resources: Indigenous and Local Knowledge of Biodiversity and Ecosystem Services in the Americas. *Knowledge of Nature* 11 (5). UNESCO: Paris, 2017. 176p.
- DAGA, Vanessa S.; SKÓRA, Felipe; PADIAL, André A.; et al. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, v. 746, n. 1, p. 327–347, 2015.
- D’ALBERTAS, Francisco; COSTA, Karine; ROMITELLI, Isabella; et al. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. *Forest Ecology and Management*, v. 407, p. 57–65, 2018.
- D’ALMEIDA, Cassiano; VÖRÖSMARTY, Charles J.; HURTT, George C.; et al. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology*, v. 27, n. 5, p. 633–647, 2007.
- D’AMATO, Cláudio; TORRES, João P.; MALM, Olaf. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental-uma revisão. *Química Nova*, v. 25 n.6/A, p. 995–1002, 2002.
- DANTAS de PAULA, Mateus; COSTA, Cecília Patrícia A.; TABARELLI, Marcelo. Carbon Storage in a Fragmented Landscape of Atlantic Forest: The Role Played by Edge-Affected Habitats and Emergent Trees. *Tropical Conservation Science*, v. 4, n. 3, p. 349–358, 2011.
- D’ANTONA, Álvaro O. Do mito malthusiano ao das relações recíprocas: a constituição interdisciplinar do campo de população e meio ambiente. *Revista Brasileira de Estudos de População*, v.34, n.2, p.243–270, 2017.
- DAVIDSON, Eric. A.; KLINK, Carlos; TRUMBORE, Susan E. Pasture soils as carbon sink. *Nature*, v. 376, p. 472–473, 1995.
- DAVIDSON, Eric A.; ISHIDA, Françoise Y.; NEPS-TAD, Daniel C. Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. *Global Change Biology*, v. 10, n. 5, p. 718–730, 2004.
- DAVIDSON, Eric. A.; ARAÚJO, Alessandro. C.; ARTAXO, Paulo; et al. The Amazon basin in transition. *Nature*, v. 481, n.7381, p. 321–328, 2012.
- DAVIS, Shelton. Vítimas do Milagre. O desenvolvimento e os índios do Brasil. Rio de

- Janeiro: Zahar, 1978.
- DEAN, Warren. With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest. Berkeley: University of California Press, 1995.
- DELLAMATRICE, Priscila M.; MONTEIRO, Regina T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 12, p. 1296–1301, 2014.
- DENADAI, Márcia R.; POMBO, Máira; BERNADOCHI, Ligia C.; et al. Harvesting the Beach Clam *Tivela macroides*: Short- and Long-Term Dynamics. *Marine and Coastal Fisheries*, v. 7, n. 1, p. 103–115, 2015.
- DENEVAN, William. *The Native Population of the Americas in 1492*. 2. ed. Madison: University of Wisconsin Press, 1992. 353p.
- DESCOMBES, Patrice; WISZ, Mary S.; LEPRIEUR, Fabien; et al. Forecasted coral reef decline in marine biodiversity hotspots under climate change. *Global Change Biology*, v. 21, n. 7, p. 2479–2487, 2015.
- DIAS, Braulio F. S. 1998. Primeiro Relatório Nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.
- DIAS, Braulio. F. S. Degradação ambiental: os impactos do fogo sobre a diversidade do cerrado. In: GARAY, Irene; BECKER, Bertha K. (Orgs.). *Dimensões humanas da biodiversidade: o desafio de novas relações homem-natureza no século XXI*. Petrópolis: Editora Vozes, 2006, p.187-213.
- DIAS, Braulio F. S. 2017. Biodiversidade, porque importa! *Cause-Magazine*, 15 ago., p.94-100. <https://www.cause-magazine.com/conteudo/2017/8/15/biodiversidade-por-que-importa>
- DIAZ, Robert J.; ROSENBERG, Rutger. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science*, v. 321, n. 5891, p. 926–929, 2008.
- DOMICIANO, Carlos S. Valores ambientais e desenvolvimento: um estudo de caso do distrito de São Jorge e do parque nacional da chapada dos veadeiros. 2014. Tese [Doutorado em Ciências Ambientais] – Universidade Federal de Goiás, Goiânia.
- DORES, Eliana F. G. C.; CARBO, Leandro; RIBEIRO, Maria L.; et al. Pesticide Levels in Ground and Surface Waters of Primavera do Leste Region, Mato Grosso, Brazil. *Journal of Chromatographic Science*, v. 46, n. 7, p. 585–590, 2008.
- DUPONCHELLE, Fabrice; POUILLY, Marc; PÉCHEYRAN, Christophe; et al. Trans-Amazonian natal homing in giant catfish. *Journal of Applied Ecology*, v. 53, n. 5, p. 1511–1520, 2016.
- EM-DAT, C. R. E. D. The OFDA/CRED international disaster database. Université catholique. 2010.
- ENRIGHT, Neal J.; FONTAINE, Joseph B.; BOWMAN, David M. J. S.; et al. Interval squeeze: altered fire regimes and demographic responses interact to threaten woody species persistence as climate changes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 13, n. 5, p. 265–272, 2015.
- FAHRIG, Lenore. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.
- FAO (Org.). *Contributing to food security and nutrition for all*. Rome: [s.n.], 2016. (The state of world fisheries and aquaculture, 2016).
- FAOSTAT cited. Statistical database of the Food and Agricultural Organization of the United Nations. 2005. <http://faostat.fao.org>
- FARAH, Fabiano T.; MUYLEAERT, Renata L.; RIBEIRO, Milton C.; et al. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, v. 397, p. 78–88, 2017.
- FARIAS, André R.; MINGOTI, Rafael; VALLE, Laura B.; et al. Identificação, mapeamento e quantificação das áreas urbanas do Brasil. *Campinas: Embrapa Gestão Territorial*. Comunicado Técnico 4, 2017
- FARONI-PEREZ, Larisse. Climate and environmental changes driving idiosyncratic shifts in the distribution of tropical and temperate worm reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 97, n. 05, p. 1023–1035, 2017.
- FEARNSIDE, Philip M. 1993. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. *Ambio*, v. 22, n. 8, p. 537–545, 1993.
- FEARNSIDE, Philip M. Environmental Impacts of Brazil's Tucuru Dam: Unlearned Lessons for Hydroelectric Development in Amazonia. *Environmental Management*, v. 27, n. 3, p. 377–396, 2001.
- FEARNSIDE, Philip M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 3, p. 395–400, 2006.
- FEARNSIDE, Philip M. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy*, v. 38, p. 164–172, 2014.
- FEARNSIDE, Philip M. A Hidrelétrica de Teles Pires: O Enchimento e a morte de peixes. pp. 109–113. In: P.M. Fearnside (ed.) *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras*. Vol. 2. Manaus: Editora do INPA, 2015a, 297 pp.
- FEARNSIDE, Philip M. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio*, v. 44, n. 5, p. 426–439, 2015b.
- FEARNSIDE, Philip M. Environmental and Social Impacts of Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia: Implications for the Aluminum Industry. *World Development*, v. 77, p. 48–65, 2016.
- FEARNSIDE, Philip M.; LAURANCE, William F. Tropical deforestation and greenhouse-gas emissions. *Ecological Applications*, v.14, p. 982–986, 2004.
- FEARNSIDE, Philip M.; PUEYO, Salvador. Greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nature Climate Change*, v. 2, n. 6, p. 382–384, 2012.
- FENT, Karl. Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, v. 205, n.3, p. 223–240, 2004.
- FERNANDES, Geraldo W.; GOULART, Fernando F.; RANIERI, Bernardo D.; et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 14, n. 2, p. 35–45, 2016.
- FERNANDES, Paula A.; PESSÔA, Vera L. S. O cerrado e suas atividades impactantes: uma leitura sobre o garimpo, a mineração e a agricultura mecanizada. *OBSERVATÓRIUM: Revista Eletrônica de Geografia*, v. 3, n. 7, p. 19–37, 2011.
- FERNANDES, Geraldo W.; RIBEIRO, Sérgio P. Deadly conflicts: Mining, people, and conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 15, n. 3, p. 141–144, 2017.
- FERNANDES, Luiz F. G.; TEIXEIRA, Mariana C.; THOMAZ, Sidinei M. Diversity and biomass of native macrophytes are negatively related to dominance of an invasive Poaceae in Brazilian sub-tropical streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 25, n. 2, p. 202–209, 2013.
- FERRAZ, Silvio F. B.; FERRAZ, Katia M. P. M. B.; CASSIANO, Carla C.; et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, v. 29, n. 2, p. 187–200, 2014.
- FERREIRA, Carlos E. L.; LUIZ, Osmar J.; FLOETTER, Sergio R.; et al. First Record of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian Coast. *PLOS ONE*, v. 10, n. 4, p. e0123002, 2015.
- FERREIRA, L. G.; SOUSA, S. B.; ARANTES, A. E. Radiografia das pastagens do Brasil. Goiânia: LAPIG/UFV, 2014. 214 p.
- FERRO, Viviane G.; LEMES, Priscila; MELO, Adriano S.; et al. The Reduced Effectiveness of Protected Areas under Climate Change Threatens Atlantic Forest Tiger Moths. *PLoS ONE*, v. 9, n. 9, p. e107792, 2014.
- FINER, Matt; JENKINS, Clinton N. Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. *PLoS ONE*, v. 7, n. 4, p. e35126, 2012.
- FOLEY, Jonathan A.; RAMANKUTTY, Navin; BRAUMAN, Kate A.; et al. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011.
- FONSECA, Gustavo A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, v. 34, n. 1, p. 17–34, 1985.
- FORSBERG, Bruce R.; MELACK, John M.; DUNNE, Thomas; et al. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLOS ONE*, v. 12, n. 8, p. e0182254, 2017.
- FORZZA, Rafaela C.; BAUMGRATZ, José Fernando A.; BICUDO, Carlos Eduardo M.; et al. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. *BioScience*, v. 62, n. 1, p. 39–45, 2012.
- FRANKLIN, Jerry F.; LINDENMAYER, David B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 2, p. 349–350, 2009.
- FREDERICO, Renata G.; OLDEN, Julian D.; ZUANON, Jansen. Climate change sensitivity of threatened, and largely unprotected, Amazonian fishes: Climate change in Amazonian fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 26, p. 91–102, 2016.
- FREIRE, Carlos Augusto R. Saudades do Brasil: Práticas e representações do campo indigenista no século XX. Tese [Doutorado em Antropologia Social] – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- FREITAS, Carlos E. C.; RIVAS, Alexandre A. F. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia ocidental. *Ciência e Cultura*, v. 58, n. 3, p.30–32, 2006.
- FREITAS, Madson Antonio B.; VIEIRA, Ima Célia G.; ALBERNAZ, Ana Luisa K. M.; et al. Floristic impoverishment of Amazonian floodplain forests managed for açai fruit production. *Forest Ecology and Management*, v. 351, p. 20–27, 2015.
- FREITAS, Saulo R.; LONGO, Karla M.; SILVA DIAS, M. A. F.; et al. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. *Estudos Avançados*, v. 19, n. 53, p. 167–185, 2005.
- GALETTI, Mauro; ALEIXO, Alexandre. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, v. 35, n. 2, p. 286–293, 1998.
- GARCIA, Letícia C.; RODRIGUES, Ricardo R.; BRANCALION, Pedro H. S.; et al. Análise científica e jurídica das mudanças no Código Florestal, a recente Lei de Proteção da Vegetação Nativa. Rio de Janeiro, RJ: ABECO; Ed. UFMS, 2016a, 43p.
- GARCIA, Letícia C.; HOBBS, Richard J.; RIBEIRO, Danilo B.; et al. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? *Applied Vegetation Science*, v. 19, n. 4, p. 655–666, 2016b.
- GARIGLIO, Maria. A.; SAMPAIO, Everardo V. S. B.; CESTARO, Luis Antônio; et al. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Brasília, DF: MMA: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368 p.
- GASCON, Claude; LOVEJOY, Thomas E.; BIERREGAARD JR., Richard O; et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, v. 91, n. 2–3, p. 223–229, 1999.
- GIANNINI, Tereza C.; ACOSTA, André L.; GARÓFALO, Carlos A.; et al. Pollination services at risk: Bee habitats will decrease owing to climate change in Brazil. *Ecological Modelling*, v. 244, p. 127–131, 2012.
- GIANNINI, Tereza C.; TAMBOSI, Leandro R.; ACOSTA, André L.; et al. Safeguarding Ecosystem Services: A Methodological Framework to Buffer the Joint Effect of Habitat Configuration and Climate Change. *PLOS ONE*, v. 10, n. 6, p. e0129225, 2015.

- GIROLDO, Aelton. B.; SCARIOT, Aldicir. Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biological Conservation*, v. 191, p. 150–158, 2015.
- GIULIETTI, Nelson; GIULIETTI, Ana Maria; PIRANI, José R.; et al. Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v. 1, n. 2 suppl 1, p. 179–193, 1988.
- GIULIETTI, Ana Maria; WANDERLEY, Maria G. L.; LONGHI-WAGNER, Hilda Maria; et al. Estudos em “sempre-vivas”: taxonomia com ênfase nas espécies de Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v. 10, n. 2, p. 329–377, 1996.
- GODOY, Mario D. P.; LACERDA, Luiz D. Mangroves Response to Climate Change: A Review of Recent Findings on Mangrove Extension and Distribution. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 87, n. 2, p. 651–667, 2015.
- GOMES, Cristiano D. Determinantes das vendas de fertilizantes para a soja no Brasil de 1988 a 2012. 2014. 56f. Dissertação (Mestrado em Economia e Gestão do Agronegócio) Escola de Economia de São Paulo, da Fundação Getúlio Vargas – EESP – FGV.
- GORMAN, Daniel; TURRA, Alexander; BERGSTROM, Ellie R.; et al. Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). *Aquatic Botany*, v. 132, p. 30–36, 2016.
- GRISA, Catia; SCHNEIDER, Sergio. Políticas públicas de desenvolvimento rural no Brasil. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2015. 624 p.
- GROENEVELD, J.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; et al. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. *Ecological Modelling*, v. 220, n. 19, p. 2450–2459, 2009.
- GROGAN, James; LANDIS, R. Matthew; FREE, Christopher M.; et al. Big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. *Journal of Applied Ecology*, v. 51, n. 3, p. 664–674, 2014.
- GUEDES, Gilvan R.; QUEIROZ, Bernardo L.; BARBIERI, Alisson F.; et al. Ciclos de vida de la propiedad y del hogar, mercados y cambios en el uso y la cobertura de la tierra en la Amazonia brasileña. *Notas de Población*, n.104, p.161–188, 2017.
- GUERRA, Antônio José T.; FULLEN, Michael A.; JORGE, Maria C. O.; et al. Erosão e Conservação de Solos no Brasil. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ, v. 37_1, n. 1, p. 81–91, 2014.
- HARIDASAN, M. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world*. New York: Oxford University Press, 2001.
- HARTERREITEN-SOUZA, Érica S.; TOGNI, Pedro Henrique B.; PIRES, Carmen S. S.; et al. The role of integrating agroforestry and vegetable planting in structuring communities of herbivorous insects and their natural enemies in the Neotropical region. *Agroforestry Systems*, v. 88, n. 2, p. 205–219, 2014.
- HERRAIZ, Aurelio D.; GRAÇA, Paulo Mauricio L. A.; FEARNside, Philip M. Amazonian flood impacts on managed Brazilnut stands along Brazil's Madeira River: A sustainable forest management system threatened by climate change. *Forest Ecology and Management*, v. 406, p. 46–52, 2017.
- HOEINGHAUS, David J.; AGOSTINHO, Angelo A.; GOMES, Luiz C.; et al. Effects of River Impoundment on Ecosystem Services of Large Tropical Rivers: Embodied Energy and Market Value of Artisanal Fisheries. *Conservation Biology*, v. 23, n. 5, p. 1222–1231, 2009.
- HOFFMANN, Diego; VASCONCELOS, Marcelo F.; MARTINS, Rogério P. How climate change can affect the distribution range and conservation status of an endemic bird from the highlands of eastern Brazil: the case of the Gray-backed Tachuri, *Polystictus superciliosus* (Aves, Tyrannidae). *Biota Neotropica*, v. 15, n. 2, 2015.
- HOGAN, Daniel J. Crescimento populacional e desenvolvimento sustentável. *Lua Nova*, v.31, p. 57–77, 1993.
- HOGAN, Daniel J. Demographic Dynamics and Environmental Change in Brazil. *Ambiente & Sociedade*, n. 9, p.1–30, 2001.
- HOGAN, Daniel J.; MARANDOLA Jr., Eduardo; OJIMA, Ricardo. População e ambiente: desafios à sustentabilidade. São Paulo: Blucher, 2010.
- HUNTINGFORD, Chris; ZELAZOWSKI, Przemyslaw; GALBRAITH, David; et al. Simulated resilience of tropical rainforests to CO2-induced climate change. *Nature Geoscience*, v. 6, n. 4, p. 268–273, 2013.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Brasília. 2002.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental. Rafaela Maciel Rebelo (coordenação técnica), Reinaldo Aparecido Vasconcelos Bruno Dorfman Mac Cormick Buys, Jaciara Aparecida Rezende, Karina de Oliveira Cham de Moraes, Régis de Paula Oliveira. Brasília: Ibama, 2010. 84p.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Mapa de Biomas do Brasil, escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Fauna Ameaçada de extinção: Mapa dos Insetos e outros Invertebrados. Brasília. 2007.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Fauna Ameaçada de extinção: Mapa dos Invertebrados aquáticos e Peixes. Brasília. 2009.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Fauna Ameaçada de extinção: Mapa das Aves. Brasília. 2010a.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Fauna Ameaçada de extinção: Mapa dos Mamíferos. Brasília. 2010b.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Diretoria de Geociências. Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil/IBGE. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 171 p.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2017. Distribuição Espacial da População Indígena_Censo 2010_IBGE.pdf
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). Plano Nacional para a Conservação do Mutum-de-Alagoas (Mitu mitu = Pauxi mitu). 2008 http://www.ib.usp.br/~lfsilveira/pdf/l_2008_pauximitu.pdf
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) 2012. INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 25, DE 12 DE ABRIL DE 2012. Acesso em Jun/2017 http://www.icmbio.gov.br/porta/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/normativas/IN_PLANO_DE_ACAO_25-2012.pdf
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2014. <http://www.icmbio.gov.br/porta/ultimas-noticias/4-destaques/6658-mma-e-icmbio-divulga-novas-listas-de-especies-ameaçadas-de-extincao>
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília. 2016.
- IFA (International Fertilizer Industry Association). Data. International Fertilizer Industry Association: Paris, France). 2013. Acesso em Jan/2018 <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>
- IGNOTTI, Eliane; HACON, Sandra S.; SILVA, Ageo M. C.; et al. Efeitos das queimadas na Amazônia: método de seleção dos municípios segundo indicadores de saúde. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 10, n. 4, p. 453–464, 2007.
- INPA (Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas). 2017. Disponível em: <http://portal.inpa.gov.br/>.
- IPBES Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A. J. Vanbergen, M. A. Aizen, S. A. Cunningham, C. Eardley, B. M. Freitas, N. Gallai, P. G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P. K. Kwapong, J. Li, X. Li, D. J. Martins, G. Nates-Parra, J. S. Pettis, R. Rader, and B. F. Viana (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 36 pages. 2016.
- IPCC 2007. Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. 2007.
- ISA, 2017. Povos Indígenas no Brasil. Brasília, Instituto Socioambiental – ISA. <https://pib.socioambiental.org/pt>
- IUCN/ICMM (International Union for Conservation of Nature/International Council on Mining and Metals). 2014. <https://www.icmm.com/en-gb/search?q=good+practices>
- IUCN/WCPA – International Union World Commission on Protected Areas, Guidelines for recognising and reporting other effective areas-based conservation measures. IUCN, Switzerland, Version 1, 2018, 42 p.
- IWAMURA, Takuya; LAMBIN, Eric F.; SILVIUS, Kirsten M.; et al. Socio-environmental sustainability of indigenous lands: simulating coupled human-natural systems in the Amazon. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 14, n. 2, p. 77–83, 2016.
- JBRJ (Jardim Botânico do Rio de Janeiro). 2017. <http://www.jbrj.gov.br>
- JENKINS, Clinton N.; ALVES, Maria Alice S.; UEZU, Alexandre; et al. Patterns of Vertebrate Diversity and Protection in Brazil. *PLOS ONE*, v. 10, n. 12, p. e0145064, 2015.
- JOHNSON, Pieter T. J.; OLDEN, Julian D.; VANDER ZANDEN, M. Jake. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 6, n. 7, p. 357–363, 2008.
- JOLY, Carlos A. Biodiversidade e mudanças climáticas: contexto evolutivo, histórico e político. *Ambiente & Sociedade*, v. 10, n. 1, p. 169–172, 2007.
- JOLY, Carlos A.; METZGER, Jean Paul; TABARELLI, Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014.
- JONES, Kendall R.; WATSON, James E. M.; POSSINGHAM, Hugh P.; et al. Incorporating climate change into spatial conservation prioritisation: A review. *Biological Conservation*, v. 194, p. 121–130, 2016.
- JOSÉ, Solange C. B. R. Manual de curadores de Germoplasma – Vegetal: Conservação ex situ (Colbase – Sementes). Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2010.
- JÚLIO JÚNIOR, Horácio F.; TÓS, Claudenice D.; AGOSTINHO, Ângelo Antonio; et al. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, n. 4, p. 709–718, 2009.
- JUNK, Wolfgang J.; BAYLEY, Peter B.; SPARKS, Richard E. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.106, p. 110–127, 1989.
- JUNK, Wolfgang J.; SOARES, Maria Gercilia M.; BAYLEY, Peter B. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 10, n. 2, p. 153–173, 2007.
- KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD,

- D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology*, v. 82, n. 3, p. 519–531, 1994.
- KEITH, David A.; MAHONY, Michael; HINES, Harry; et al. Detecting Extinction Risk from Climate Change by IUCN Red List Criteria: Detecting Extinction Risk from Climate Change. *Conservation Biology*, v. 28, n. 3, p. 810–819, 2014.
- KELLY, L. T.; BROTONS, L. Using fire to promote biodiversity. *Science*, v. 355, n. 6331, p. 1264–1265, 2017.
- KERSHAW, Peter. J. Marine plastic debris and microplastics—Global lessons and research to inspire action and guide policy change. *United Nations Environment Programme (UNEP)*, Nairobi, 2016, 274 p.
- KLINK, C. A., MOREIRA, A. G., SOLBRIG, O. T. Ecological impacts of agricultural development in the Brazilian cerrados. In: YOUNG, M. D., SOLBRIG, O. T. (Eds.). *The World's Savannas*. London: The Parthenon Publishing Group, 1993. p. 259–282
- KLINK, C. A., MACEDO, R. H., MUELLER, C. C. 1995. *De Grão em Grão o Cerrado Perde Espaço*. Brasília: World Wildlife Fund—Brazil and Pró-Cer. 1995.
- KLINK, C. A., MOREIRA, A. G. Past and Current Human Occupation, and Land Use, In: OLIVEIRA, P. S., MARQUIS, R. J. (Eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 69–88.
- KOBIYAMA, Masato; MOTA, Aline, A.; GRISON, Fernando; et al. Landslide influence on turbidity and total solids in Cubatão do Norte River, Santa Catarina, Brazil. *Natural Hazards*, v. 59, n. 2, p. 1077–1086, 2011.
- KRELLING, Allan Paul; WILLIAMS, Allan Thomas; TURRA, Alexander. Differences in perception and reaction of tourist groups to beach marine debris that can influence a loss of tourism revenue in coastal areas. *Marine Policy*, v. 85, p. 87–99, 2017.
- LAPOLA, David M.; MARTINELLI, Luiz A.; PERES, Carlos A.; et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, v. 4, n. 1, p. 27–35, 2014.
- LARSON, Steven. J., CAPEL, Paul. D.; MAJEWSKI, Michael. Pesticides in surface waters: Distribution, trends, and governing factors. CRC Press, 1997.
- LATAWIEC, Agnieszka E.; STRASSBURG, Bernardo, B. N.; BRANCALION, Pedro H. S.; et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 13, n. 4, p. 211–218, 2015.
- LATINI, Anderson O.; RESENDE, Daniela C.; POMBO, Vivian B.; CORADIN, Lidio (Orgs.). *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. Brasília, MMA. 791p. [Série Biodiversidade, 39]. 2016.
- LATRUBESSE, Edgardo M.; ARIMA, Eugenio Y.; DUNNE, Thomas; et al. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*, v. 546, n. 7658, p. 363–369, 2017.
- LAURANCE, William F. Emerging Threats to Tropical Forests. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, v. 100, n. 3, p. 159–169, 2015.
- LAURANCE, William F.; NASCIMENTO, Henrique E. M.; LAURANCE, Susan G.; et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006.
- LAWRENCE, Deborah; VANDECAR, Karen. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, v. 5, n. 1, p. 27–36, 2015.
- LEADLEY, Paut; PROENÇA, Vânia; FERNÁNDEZ-MANJARRÉS, Juan; et al. Interacting Regional-Scale Regime Shifts for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, v. 64, n. 8, p. 665–679, 2014.
- LEAL, M. C.; SABROZA, P. C.; RODRIGUEZ, R. H.; BUSS, P. M. (Orgs.). *Saúde, ambiente e desenvolvimento*. Rio de Janeiro: Hucitec-Abrasco. 1992.
- LEAL, Inara R.; SILVA, José M. C.; TABARELLI, Marcelo; et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, v. 1, n.1. p.139–145, 2005.
- LEES, Alexander C.; PERES, Carlos A.; FEARN-SIDE, Philip M.; et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 25, n. 3, p. 451–466, 2016.
- LEGASPE, Lara B. C.; VIANNA, Lucila P. Impactos Cumulativos em território marinho na Área de Proteção Ambiental Marinha Litoral Norte (SP). In: SANTOS, Cláudia R.; TURRA, Alexander (Orgs.), *Rumos da sustentabilidade costeira: uma visão do Litoral Norte paulista*. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2017. 193–219 p.
- LEITE, P. A. M. Efeitos da cobertura de Mata Atlântica no controle de *Leucoptera coffeella* (bicho-mineiro-do-cafezal) por vespas sociais (Vespidae: Polistinae). 2014. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LEMES, Priscila; MELO, Adriano S.; LOYOLA, Rafael D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 23, n. 2, p. 357–368, 2014.
- LEVI, Taal; SHEPARD, JR, Glenn H.; OHL-SCHACHERER, Julia; et al. Modeling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, n. 4, p. 804–814, 2009.
- LEVI, Taal; SHEPARD, Glenn H.; OHL-SCHACHERER, Julia; et al. Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecological Applications*, v. 21, n. 5, p. 1802–1818, 2011.
- LEWIS, Simon L.; BRANDO, Paulo M.; PHILLIPS, Oliver L.; et al. The 2010 Amazon Drought. *Science*, v. 331, n. 6017, p. 554–554, 2011.
- LEWISOHN, Thomas M.; PRADO, Paulo I. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade*, v.1, n. 1, p. 36–42, 2005.
- LEWISOHN, Thomas M.; PRADO, Paulo I. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. In: LEWISOHN, Thomas M. *Avaliação do conhecimento da biodiversidade brasileira*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Vol.1, 2006, 269 p.
- LIBRÁN-EMBED, Felipe; DE COSTER, Greet; METZGER, Jean Paul. Effects of bird and bat exclusion on coffee pest control at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, v. 32, n. 9, p. 1907–1920, 2017.
- LIMA, Maria D.; SOUSA, Ruberval R.; MARTINS, Glêndara A. S.; PEREIRA, Helder A. A. 2012. *Perspectivas sobre os artefatos de capim-dourado e a cultura do povoado de Mumbuca: Levantamento em pesquisas acadêmicas*. *Enciclopédia Biosfera*, v.8, n.15, p.2541–2552, 2012.
- LIMA JUNIOR, Dilermando P.; MAGALHÃES, André L. B.; VITULE, Jean R. S. Dams, politics and drought threat: the march of folly in Brazilian freshwaters ecosystems. *Natureza & Conservação*, v. 13, n. 2, p. 196–198, 2015.
- LIRA, Paula K.; TAMBOSI, Leandro R.; EWERS, Robert M.; et al. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, v. 278, p. 80–89, 2012.
- LIU, Yongqiang; STANTURF, John.; GOODRICK, Scott. Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest ecology and management*, v. 259, n.4, p.685–697, 2010.
- LÔBO, Diele; LEÃO, Tarciso; MELO, Felipe P. L.; et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization: Biotic homogenization of Atlantic forest. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 2, p. 287–296, 2011.
- LOPES, Aline; PIEDADE, Maria T. F. Estabelecimento de *Echinochloa polystachya* (HBK) Hitchcock (Poaceae) em solo de várzea contaminado com petróleo de Urucu. *Acta Amazonica*, v. 39, n.3, p. 583–590, 2009.
- LÓPEZ-DOVAL, Julio C.; MONTAGNER, Cassiana C.; ALBURQUERQUE, Anjaína F.; et al. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of The Total Environment*, v. 575, p. 1307–1324, 2017.
- LÓPEZ-PÉREZ, Gonzalo C.; ARIAS-ESTÉVEZ, Manuel; LÓPEZ-PERIAGO, Eugenio; et al. Dynamics of pesticides in potato crops. *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 54, n. 5, 1797–1803, 2006.
- LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; POORTER, M. 100 of the World's worst invasive alien species: A selection from the Global Invasive Species Database. *World Conservation Union (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Invasive Species Specialist Group (ISSG)*. 2004. 12pp.
- LOYOLA, Rafael D.; LEMES Priscil; FALEIRO, Frederico V.; et al. Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: Challenges and opportunities for conservation. *PLoS One* 7: e46257, 2012.
- LOYOLA, Rafael D.; LEMES, Priscila; BRUM, Fernanda T.; et al. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography*, v. 37, n. 1, p. 65–72, 2014.
- LUCENA, Andrews J.; ROTUNNO FILHO, Otto C.; PERES, Leonardo F.; et al. A evolução da ilha de calor na região metropolitana do Rio de Janeiro. *Revista Geonorte*, v. 2, n. 5, p. 8 – 21, 2012.
- MACHADO, Pedro L. O. A.; SILVA, Carlos A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 61, p. 119–130, 2001.
- MACHADO, Angelo B. M.; DRUMMOND, Gláucia M.; PAGLIA, Adriano P. (Orgs.). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. 1a. reimp. (Biodiversidade, 19). Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Educação, 2008.
- MAGNAGO, Luiz Fernando S.; MAGRACH, Ainhoa; BARLOW, Jos; et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? *Functional Ecology*, v. 31, n. 2, p. 542–552, 2017.
- MAGRIN, G. O.; MARENGO, J. A.; BOULANGER, J. P.; et al. Central and South America. In: BARROS, V. R.; FIELD, C. B.; DOKKEN, D. J.; et al. (Eds.) *Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability*. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 2014. p. 1499–1566.
- MAIA, Alexandre G.; BUAINAIN, Antônio Márcio. O novo mapa da população rural brasileira. *Confins, Revue Franco-Brasilienne de Géographie*. n. 25, 2015.
- MALHI, Yadvinder; ARAGÃO, Luiz E. O. C.; GALBRAITH, David; et al. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 49, p. 20610–20615, 2009.
- MANHÃES, Adriana P.; LOYOLA, Rafael; MAZZOCHINI, Guilherme G.; et al. Low-cost strategies for protecting ecosystem services and biodiversity. *Biological Conservation*, v. 217, p. 187–194, 2018.
- MANYARI, Waleska V.; CARVALHO, Osmar A. Environmental considerations in energy planning for the Amazon region: Downstream effects of dams. *Energy Policy*, v. 35, n. 12, p. 6526–6534, 2007.
- MARANDOLA JR., Eduardo; HOGAN, Daniel J. *Natural hazards: o estudo geográfico dos riscos e perigos*. Ambiente & Sociedade, v. 7, n. 2, p. 95–110, 2004.
- MARENGO, Jose A. *Water and Climate Change. Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 83–96, 2008.
- MARENGO, Jose A.; AMBRIZZI, Tercio; ROCHA, Rosmeri P.; et al. Future change of climate in South America in the late twenty-first century: intercomparison of scenarios from three regional climate models. *Climate Dynamics*, v. 35, n. 6, p. 1073–1097, 2010.

- MARENGO, Jose A.; TOMASELLA, Javier; ALVES, Lincoln M.; et al. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region: drought amazon 2010. *Geophysical Research Letters*, v. 38, n. 12, p. n/a-n/a, 2011.
- MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *International Journal of Climatology*, v. 36, n. 3, p. 1033-1050, 2016.
- MARIMON, Maria P. C.; ROISENBERG, Ari; VIEIRO, Antonio Pedro; et al. Evaluation of the potential impact of fluorine-rich fertilizers on the Guarani Aquifer System, Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Environmental earth sciences*, v. 69, n.1, p. 77-84, 2013.
- MARINI, Miguel Ângelo; BARBET-MASSIN, Morgane; LOPES, Leonardo E.; et al. Predicted Climate-Driven Bird Distribution Changes and Forecasted Conservation Conflicts in a Neotropical Savanna. *Conservation Biology*, v. 23, n. 6, p. 1558-1567, 2009.
- MARINI, Miguel Ângelo; BARBET-MASSIN, Morgane; MARTINEZ, Jaime; et al. Applying ecological niche modelling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (Amazona pretrei). *Biological Conservation*, v. 143, n. 1, p. 102-112, 2010.
- MARKEWITZ, Daniel; RESENDE, Julio. C. F.; PARRON, Lucilia; et al. Dissolved rainfall inputs and streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian Cerrado. *Hydrological Processes: An International Journal*, v. 20, n. 12, p. 2615-2639, 2006.
- MARQUES, Antonio C.; RIGO, Ana P. R.; BETTIM, Ariane L.; et al. Rapid Assessment Survey for exotic benthic species in the São Sebastião Channel, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, v. 41, n. 2, p. 265-285, 2013.
- MARTINE, George. População, meio ambiente e desenvolvimento: verdades e contradições. Campinas: Editora da UNICAMP, 1993.
- MARTINE, George. Global population, development aspirations and fallacies. N-IUSSP. Acesso em Fev/2018. <http://www.niussp.org/article/global-population-development-aspirations-and-fallacies>
- MARTINE, George; ALVES, José E. Economy, society and environment in the 21st century: three pillars or a trilemma of sustainability? *Revista Brasileira de Estudos de População*, v.32, n.3, p. 1-27, 2015.
- MARTINE, George; OJIMA, Ricardo; MARANDOLA JR., Eduardo. Dinâmica populacional e a agenda ambiental brasileira: distribuição espacial, desastres naturais e políticas de adaptação. *Série População e Desenvolvimento Sustentável*. Brasília: Fundo de População das Nações Unidas (UNFPA), 2015.
- MARTINELLI, Luiz A.; NAYLOR, Rosamond; VI-TOUSEK, Peter M.; et al. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 2, n. 5-6, p. 431-438, 2010.
- MARTINELLI, Gustavo; MORAES, Miguel A. Livro Vermelho da Flora do Brasil. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013.
- MARTINELLI, Gustavo; MESSINA, Tainan; SANTOS FILHO, Luiz. Livro vermelho da flora do Brasil: plantas raras do Cerrado. Rio de Janeiro: CNCFlora, Centro Nacional de Conservação da Flora : Jardim Botânico do Rio de Janeiro : Andrea Jakobsson Estúdio, 2014.
- MARTINS, Aline C.; SILVA, Daniel P.; DE MARCO, Paulo; et al. Species conservation under future climate change: the case of *Bombus bellicosus*, a potentially threatened South American bumblebee species. *Journal of Insect Conservation*, v. 19, n. 1, p. 33-43, 2015.
- MATA-LIMA, Herlander; ALVINO-BORBA, Andreilcy; MATA-LIMA, Abel; et al. Impacts of natural disasters on environmental and socio-economic systems: what makes the difference? *Ambiente & Sociedade*, v. 16, n. 3, p. 45-64, 2013.
- MATOS, Dalva M. S.; BOVI, Marilene L. A. Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 11, n. 10, p. 1747-1758, 2002.
- MATTOS, Luciano; HERCOWITZ, Marcelo. Economia do Meio Ambiente e Serviços Ambientais: Estudo aplicado à agricultura familiar, às populações tradicionais e aos povos indígenas. Brasília: Embrapa Cerrados, 2011.
- MATTOS, Luis Claudio M. Um tempo entre secas: superação de calamidades sociais provocadas pela seca através das ações em defesa da convivência com o semiárido. 2017. 273f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) - Instituto de Ciências Humanas e Sociais; Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- MEDEIROS, Rodrigo; YOUNG, Carlos Eduardo F.; PAVESE, Helena B.; et al. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo. Brasília: UNEP-WCMC, 2011. 44p.
- MELACK, John M.; NOVO, Evelyn M. L. M.; FORSBURG, Bruce R.; et al. Floodplain ecosystem processes. *Amazonia and global change*, v.186, p. 525-542, 2009.
- MELI, Paula; HERRERA, Francisco F.; MELO, Felipe; et al. Four approaches to guide ecological restoration in Latin America: Approaches for restoration in Latin America. *Restoration Ecology*, v. 25, n. 2, p. 156-163, 2017.
- MELLO, Leonardo F.; SATHLER, Douglas. A demografia ambiental e a emergência dos estudos sobre população e consumo. *Revista Brasileira de Estudos de População*, v. 32, n. 2, p. 357-380, 2015.
- MELO, Felipe P. L.; PINTO, Severino R.R.; BRANCALION, Pedro H. S.; et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environmental Science & Policy*, v. 33, p. 395-404, 2013.
- MERRY, Frank; SOARES-FILHO, Britaldo. Will intensification of beef production deliver conservation outcomes in the Brazilian Amazon? *Elem Sci Anth*, v. 5, n. 24, p.1-12, 2017.
- MCTI (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação). Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. Sumário Executivo. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, Brasília, 2016.
- MS/OMS/MCT (Ministério da Saúde, Organização Mundial da Saúde, Ministério da Ciência e Tecnologia). Caracterização do estado da arte em biotecnologia marinha no Brasil. Brasília, Ministério da Saúde. 134 p. 2010.
- MIRANDA, Eduardo; CARMO, Janaina; COUTO, Eduardo; et al. Long-Term Changes in Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado Under Commercial Soybean: Long-Term Changes in Soil Carbon Stocks Under Commercial Soybean Farm. *Land Degradation & Development*, v. 27, n. 6, p. 1586-1594, 2016.
- MIRLEAN, Nicolai; CASARTELLI, Maria R.; GARCIA, Marina R. D. Propagação da poluição atmosférica por flúor nas águas subterrâneas e solos de regiões próximas às indústrias de fertilizantes (Rio Grande, RS). *Quim Nova*, v. 25, n.2, p. 191-195, 2002.
- MITCHELL, Matthew G. E.; BENNETT, Elena M.; GONZALEZ, Andrew. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environmental Research Letters*, v. 10, n. 9, p. 094014, 2015a.
- MITCHELL, Matthew G. E.; SUAREZ-CASTRO, Andrés F.; MARTINEZ-HARMS, Maria; et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 30, n. 4, p. 190-198, 2015b.
- MITTERMEIER, Russell A.; FONSECA, Gustavo A. B.; RYLANDS, Anthony B.; et al. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, v. 1; n. 1, p. 14-21, 2005.
- MITTERMEIER, Russell; BAIÃO, Patrícia C.; BARRERA, Lina; et al. O Protagonismo do Brasil no Histórico Acordo Global de Proteção à Biodiversidade. *Natureza & Conservação*, v. 08, n. 02, p. 197-200, 2010.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Micro-organismos e biodiversidade de solos, 1998a. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/gtt10.pdf. Acesso em 20 Abr. 2017.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Estratégia Nacional de Diversidade Biológica, 1998b. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Renato_Veiga/publication/247777930_Estrategia_Nacional_de_Diversidade_Biologica/links/0046351dd43803941c000000.pdf. Acesso em: 16 Jul. 2018.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Convenção da Diversidade Biológica, 2000. Acesso em Jul/2018 http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/cdb-report_72.pdf
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Avaliação e identificação das áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Secretaria de Biodiversidade e Florestas Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2002. 404 p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Programa REVIZEE: Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na zona econômica exclusiva. Relatório Executivo. Secretaria de Qualidade Ambiental, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2006. 280 p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Áreas prioritárias para Conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. 2007a. Acesso em Jul/2017 http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira. (Orgs. PRATES, A. P. & BLANC, D.). Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2007b. 272 p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Instrução normativa nº 6 de 23 de setembro de 2008 - Lista oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília. 2008.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite: Cerrado 2010-2011. Brasília: MMA. 16 p. 2015a.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Acesso ao patrimônio genético e aos conhecimentos tradicionais associados, 2015b. Acesso em Ago/2017 http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Lei/L13123.htm
- MOEGENBURG, Susan M.; LEVEY, Douglas J. Do frugivores respond to fruit harvest? An experimental study of short-term responses. *Ecology*, v. 84, n. 10, p. 2600-2612, 2003.
- MÖLLER, Osmar O.; CASTAING, Patrice; SALOMON, Jean-Claude; et al. The Influence of Local and Non-Local Forcing Effects on the Subtidal Circulation of Patos Lagoon. *Estuaries*, v. 24, n. 2, p. 297-311, 2001.
- MÖLLER, Osmar O.; CASTELLO, Jorge Pablo; VAZ, Ana Carolina. The Effect of River Discharge and Winds on the Interannual Variability of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* Production in Patos Lagoon. *Estuaries and Coasts*, v. 32, n. 4, p. 787-796, 2009.
- MOUNIC-SILVA, C. E. Sobrepeca do Tambaqui *Colossoma macropomum* (Characiforme; Characidae) Cuvier, 1818 na Amazônia Central: Histórico, Situação atual e Perspectivas. In: SCARLATO, F. C.; EVANGE-

- LISTA, R. A. O.; ARAÚJO, W. F. Amazônia: Terra e Água – degradação e desenvolvimento sustentável. Editora da UFRR, 2012.
- MORANTE-FILHO, José Carlos; FARIA, Deborah; MARIANO-NETO, Eduardo; et al. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLOS ONE*, v. 10, n. 6, p. e0128923, 2015.
- MORANTE-FILHO, José Carlos; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; LOHBECK, Madelon; et al. Tropical forest loss and its multitrophic effects on insect herbivory. *Ecology*, v. 97, n. 12, p. 3315–3325, 2016.
- MORTON, Douglas C.; DEFRIES, Ruth S.; SHIMABUKURO, Yosio. E.; et al. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 103, n. 39, p. 14637–14641, 2006.
- MPEG (Museu Paraense Emílio Goeldi). 2017. Acesso Ago/2017 <http://www.museu-goeldi.br/porta>
- MUYLAERT, Renata L.; STEVENS, Richard D.; RIBEIRO, Milton C. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications*, v. 26, n. 6, p. 1854–1867, 2016.
- MYERS, Norman; MITTERMEIER, Russell A.; MITTERMEIER, Cristina G.; et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NASCIMENTO, N. R.; NICOLA, S. M. C.; REZENDE, M. O. O.; et al. Pollution by hexachlorobenzene and pentachlorophenol in the coastal plain of São Paulo state, Brazil. *Geoderma*, v. 121, n. 3–4, p. 221–232, 2004.
- NASCIMENTO, Lucas; BITTENCOURT, Abílio Carlos S. P.; SANTOS, Adeylan N.; et al. Potencial de prejuízos econômicos em função da densidade de urbanização e da sensibilidade à erosão costeira na costa do cacau – bahia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 14, n. 4, p. 261–270, 2013.
- NAZARENO, Alison G.; FERES, Juliana M.; CARVALHO, Dulcinea; et al. Serious New Threat to Brazilian Forests. *Conservation Biology*, v. 26, n. 1, p. 5–6, 2012.
- NEILL, Christopher; PICCOLO, Marisa C.; CERRI, Carlos C.; et al. Soil solution nitrogen losses during clearing of lowland Amazon forest for pasture. *Plant and Soil*, v. 281, n. 1–2, p. 233–245, 2006.
- NEPSTAD, Daniel; MCGRATH, David; STICKLER, Claudia; et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 2014.
- NEPSTAD, Daniel C.; TOHVER, Ingrid Marisa; RAY, David; et al. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology*, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, 2007.
- NETO, Carlos A. M. Relatório sobre a situação atual dos índios Kayapó. *Revista de Antropologia*, São Paulo, v. 7, n. 1/2, p. 49–64, 1959.
- NETO, José D.; DIAS, Jacinta F. O. O uso da biodiversidade aquática no Brasil: uma avaliação com foco na pesca. Brasília: IBAMA, 2015. 288 p.
- NEVES, Ana Carolina O.; NUNES, Flávia P.; CARVALHO, Felipe A.; et al. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza & Conservação*, v. 14, n. 1, p. 24–27, 2016.
- NICOLODI, João Luiz; PETERMANN, Rafael M. Potential Vulnerability of the Brazilian Coastal Zone in its Environmental, Social, and Technological Aspects. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 5, n. 2, p. 184–204, 2010.
- NIVA, Cintia Carla; NIEMEYER, Julia Carina; JÚNIOR, Flávio M. R. S.; et al. Soil ecotoxicology in Brazil is taking its course. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 11, p. 11363–11378, 2016.
- NOBRE, Carlos A.; MARENGO, José A. Mudanças Climáticas em rede – um olhar interdisciplinar. São José dos Campos, SP: INCT, 2017. 608 p.
- NOVION, Henry; VALLE, Raul. É pagando que se preserva? Subsídios para políticas de compensação por serviços ambientais. São Paulo: ISA. Documentos, n. 10, 2009. 343 p.
- OCHOA-QUINTERO, Jose Manuel; GARDNER, Toby A.; ROSA, Isabel; et al. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes: Thresholds of Species Loss in the Amazon. *Conservation Biology*, v. 29, n. 2, p. 440–451, 2015.
- OGRZEWALSKA, Maria; UEZU, Alexandre; JENKINS, Clinton N.; et al. Effect of Forest Fragmentation on Tick Infestations of Birds and Tick Infection Rates by Rickettsia in the Atlantic Forest of Brazil. *EcoHealth*, v. 8, n. 3, p. 320–331, 2011.
- OJIMA, Ricardo. Por uma demografia das mudanças climáticas. *Revista Brasileira de Estudos de População*, v. 28, n. 1, p. 249–251, 2011a.
- OJIMA, Ricardo. As dimensões demográficas das mudanças climáticas: cenários de mudança do clima e as tendências do crescimento populacional. *Revista Brasileira de Estudos de População*, v. 28, n. 2, p. 389–403, 2011b.
- OJIMA, Ricardo. População e ambiente: quais os limites ambientais para o crescimento populacional? *Revista Coletiva*, v. 13, 2014.
- OJIMA, Ricardo; MARANDOLA Jr., Eduardo. Indicadores e políticas públicas de adaptação às mudanças climáticas: vulnerabilidade, população e urbanização. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 18, p. 16–24, 2010.
- OLIVEIRA, C. Roberto. Do índio ao bugre: o processo de assimilação dos Terena. Rio de Janeiro: Francisco Alves, 1976.
- OLIVEIRA, João Pacheco. Terras indígenas no Brasil: uma tentativa de abordagem sociológica. *Boletim do Museu Nacional*, Rio de Janeiro, n. 44, out. Série Antropologia, 1983.
- OLIVEIRA, João Pacheco. Indigenismo e Territorialização: Poderes, Rotinas e Saberes Coloniais no Brasil Contemporâneo. Rio de Janeiro: Contra Capa Livraria. 1998. 310 p.
- OLIVEIRA, Valter Paulo; MAFRA, Marcela V. P.; SOARES, Ana Paulina A. Eventos climáticos extremos na Amazônia e suas implicações no município de Manaquiri – AM. *REVISTA GEONORTE*, v. 1, n. 5, p. 977–987, 2012.
- OLIVEIRA, C. M.; AUAD, A. M.; MENDES, S. M.; et al. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Protection*, v. 56, p. 50–54, 2014.
- OLIVEIRA, Guilherme; LIMA-RIBEIRO, Matheus S.; TERRIBILE, Levi C.; et al. Conservation biogeography of the Cerrado's wild edible plants under climate change: Linking biotic stability with agricultural expansion. *American Journal of Botany*, v. 102, n. 6, p. 870–877, 2015.
- ORTEGA, Antônio C.; MARTINS, Humberto Eduardo P.; SILVA, Guilherme J. C. Transformações Recentes da Produção Agropecuária no Cerrado: Cadeias Produtivas e Clusters na Região do Triângulo Mineiro e Alto Paraíba. *Ensaios FEE, Porto Alegre*, v. 35, p. 555–584, 2014.
- OTERO, R. R.; GRANDE, B. C.; GÁNDARA, J. S. Multiresidue method for fourteen fungicides in white grapes by liquid–liquid and solid-phase extraction followed by liquid chromatography–diode array detection. *Journal of Chromatography A*, v. 992, n. 1–2, p. 121–131, 2003.
- OVERBECK, Gerhard E.; VÉLEZ-MARTIN, Eduardo; SCARANO, Fabio R.; et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, v. 21, n. 12, p. 1455–1460, 2015.
- PADOCH, C.; PINEDO-VASQUEZ, M. Farming above the flood in the várzea of Amapá: some preliminary results of the Projeto Várzea. In: PADOCH, C.; AYRES, J. M.; PINEDO-VASQUEZ, M.; et al. (Eds.). *Várzea: diversity, development, and conservation of Amazonia's Whitewater Floodplain*. New York, USA: Botanical Garden Press, 2000. p. 345–354.
- PADOCH, C.; SUNDERLAND, T. Managing Landscapes for Greater Food Security and Improved Livelihoods. *Unasylva*, v. 64, n. 241, p. 3–13, 2013.
- PARDINI, Renata. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, n. 13, p. 2567–2586, 2004.
- PAULA, Alline F.; CREED, Joel C. Two species of the coral tubastraea (cnidaria, scleractinia) in Brazil: a case of accidental introduction. *Bulletin of Marine Science*, v. 74, n. 1, p. 175–183, 2004.
- PAUSAS, Juli G.; KEELEY, Jon E. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, v. 59, n. 7, p. 593–601, 2009.
- PBMC (Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas). Base científica das mudanças climáticas – Grupo de Trabalho 1 do Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. AMBRIZZI, T. ARAUJO, M. (Eds.). COPPE. Rio de Janeiro, Brasil, 2014. 464 pp.
- PEDROSA, Felipe; SALERNO, Rafael; PADILHA, Fabio Vinicius B.; et al. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação*, v. 13, n. 1, p. 84–87, 2015.
- PELICICE, Fernando M.; VITULE, Jean Ricardo S.; LIMA JUNIOR, Dilermando P.; et al. A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree: Naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, v. 7, n. 1, p. 55–60, 2014.
- PELICICE, Fernando M.; POMPEU, Paulo S.; AGOSTINHO, Angelo A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, v. 16, n. 4, p. 697–715, 2015.
- PELICICE, Fernando M.; AZEVEDO-SANTOS, Valter M.; VITULE, Jean R. S.; et al. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, v. 18, n. 6, p. 1119–1133, 2017.
- PEREIRA, Viviane S.; ROSA, Antonia Maria; HACON, Sandra S.; et al. Análise dos atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias no Município de Alta Floresta – Mato Grosso – Amazônia brasileira. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, v. 20, n. 3, p. 393–400, 2011.
- PEREIRA, Priscila Maria; VALSECCHI, João; QUEIROZ, Helder. Spatial patterns of primate hunting in riverine communities in Central Amazonia. *Oryx*, p. 1–9, 2017.
- PERES, Carlos A. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, v. 14, n. 1, p. 240–253, 2000.
- PERES, Frederico; MOREIRA, Josino C. Saúde e ambiente em sua relação com o consumo de agrotóxicos em um pólo agrícola do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 23, n. suppl 4, p. S612–S621, 2007.
- PERES, Carlos A.; EMILIO, Thaise; SCHIETTI, Juliana; et al. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 4, p. 892–897, 2016.
- PEROSA, Bruno B.; ORTEGA, Antônio César; JESUS, Clésio M. FATORES DA EXPANSÃO DA CANA NO CERRADO MINEIRO. *Agroanalysis FGV*, Rio de Janeiro, v. 35, p. 21–23, 2015.
- PERRA, Guido; POZO, Karla; GUERRANTI, Cristiana; et al. Levels and spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in superficial sediment from 15 Italian marine protected areas (MPA). *Marine pollution bulletin*, v. 62, n. 4, p. 874–877, 2011.
- PETRERE Jr, M. Yield per recruit of the tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. *Journal of Fish Biology*, v. 22, n. 2, p. 133–144, 1983.
- PESSENDA, L. C. R.; LEDRU, M. P.; GOUVEIA, S. E. M.; et al. Holocene palaeoenvironmental reconstruction in northeastern Brazil in-

- ferred from pollen, charcoal and carbon isotope records. *The Holocene*, v. 15, n. 6, p. 812–820, 2005.
- PFEIFER, M.; LEFEBVRE, V.; PERES, C. A.; et al. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature Biotechnology*, v. 551, p. 187–191, 2017.
- PHILLIPS, Oliver L.; ARAGAO, Luiz E. O. C.; LEWIS, Simon L.; et al. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, v. 323, n. 5919, p. 1344–1347, 2009.
- PIEPADE, M. T. F.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; et al. Impactos da inundação e seca na vegetação de áreas alagáveis amazônicas. In: BORMA, L. S.; NOBRE, C. (Eds.). *Secas na Amazônia: causas e consequências*. 1.ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. p. 268–305.
- PIMENTEL, David; LEVITAN, Lois. Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests. *Bioscience*, v. 36, n.2, p. 86–91, 1986.
- PIMPÃO, Daniel M.; MARTINS, Demetrius S. Ocorrência do molusco asiático *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia, Corbiculidae) no baixo rio Negro, Amazônia central. *Acta Amazonica*, v. 38, n. 3, p. 589–591, 2008.
- PINEDO-VASQUEZ, M. C.; PADOCH, MCGRATH D.; T. XIMENES-PONTE. Biodiversity as a product of small hodler response to change in Amazonia. In: BROOKFIEL, H.; PADOCH, C.; PARSONS, H.; et al. (Eds.). *Cultivating Biodiversity*. London: ITDG Publishing, 2002. p. 167–178.
- PINHEIRO, Marcelo; BOOS, Harry. *Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014*. Porto Alegre, RS: Sociedade Brasileira de Carcinologia – SBC, 2016.
- PINHO, A. V. E.; FREITAS, C. F. S. Ocupação ilegal de áreas urbanas frágeis, especulação imobiliária e exclusão sócio-espacial em Fortaleza. In: *Seminário de áreas de preservação permanente em meio urbano: abordagens conflitos e perspectivas nas cidades brasileiras*, 2, 2012, Natal, RN. Anais... Natal: UFRN, 2012.
- PIPERNO, Dolores. Phytoliths and microscopic charcoal from LEG 155: A vegetational and fire history of the Amazon basin during the last 75 k.y. In: FLOOD, R. D.; PIPER, D. J. W.; KLAUS, A.; et al. (Eds.). *Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results*, v.155, p. 411–418, 1997.
- PITTOCK, Jamie; HANSEN, Lara J.; ABELL, Robin. Running dry: Freshwater biodiversity, protected areas and climate change. *Biodiversity*, v. 9, n. 3–4, p. 30–38, 2008.
- PIVELLO, Vânia Regina; SHIDA, Cláudia N.; MEIRELLES, Sérgio Tadeu. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, v. 8, p. 1281–1294, 1999.
- PIVELLO, Vânia Regina. The Use of Fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present. *Fire Ecology*, v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011.
- PSMR (Plano Setorial para os Recursos do Mar). Grupo de trabalho coral-sol, relatório final. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação, Governo Federal, 2017. 150 p.
- POORTER, Lourens; BONGERS, Frans; AIDE, T. Mitchell; et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016.
- PORRO, Roberto; MICCOLIS, Andrew. *Políticas Públicas para o Desenvolvimento Agroflorestal no Brasil*. Belém, PA: ICRAF, 2011. 80 p.
- POTTER, C.; KLOOSTER, S.; GENOVESE, V. Carbon emissions from deforestation in the Brazilian Amazon Region. *Biogeosciences*, v. 6, n. 11, p. 2369–2381, 2009.
- PRIST, Paula R.; URIARTE, Maria; TAMBOSI, Leandro R.; et al. Landscape, Environmental and Social Predictors of Hantavirus Risk in São Paulo, Brazil. *PLOS ONE*, v. 11, n. 10, p. e0163459, 2016.
- PRIST, Paula R.; D'ANDREA, Paulo Sérgio; METZGER, Jean Paul. Landscape, Climate and Hantavirus Cardiopulmonary Syndrome Outbreaks. *EcoHealth*, v. 14, n. 3, p. 614–629, 2017a.
- PRIST, Paula R.; URIARTE, Maria; FERNANDES, Katia; et al. Climate change and sugarcane expansion increase Hantavirus infection risk. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, v. 11, n. 7, p. e0005705, 2017b.
- PÜTTKER, Thomas; MEYER-LUCHT, Yvonne; SOMMER, Simone. Effects of fragmentation on parasite burden (nematodes) of generalist and specialist small mammal species in secondary forest fragments of the coastal Atlantic Forest, Brazil. *Ecological Research*, v. 23, n. 1, p. 207–215, 2008.
- QUEIROZ, Bernardo L.; BARBIERI, Alisson F.; CONFALONIERI, Ulisses E. Mudanças Climáticas, Dinâmica Demográfica e Saúde: Desafios para o Planejamento e as Políticas Públicas no Brasil. *Revista Política e Planejamento Regional*, v. 3, n. 1, p. 93–116, 2016.
- QUEIROZ, Hermano M.; NÓBREGA, Gabriel N.; FERREIRA, Tiago O.; et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, v. 637/638 p. 498–456, 2018.
- RAHEL, Frank J. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology*, v. 52, n. 4, p. 696–710, 2007.
- RAMOS, Camila. J. P. Simulação da Dinâmica Espacial do Desmatamento nos Municípios sob Influência Direta da Ponte do Rio Negro, Amazonas. 2015. 43f. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus-AM.
- RAMOS, Erika P.; JUBILUT, Liliana L.; CAVEDON-CAPDEVILLE, Fernanda S. et al. Environmental migration in Brazil: current context and systemic challenges. *Migration, Environment and Climate Change: Policy Brief Series*, v.2, p. 1–8, 2016.
- REDFORD, Kent H. The Empty Forest. *BioScience*, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.
- REFLORA – Herbario Virtual, 2017. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>. Acesso em: 28 ago. 2017.
- REZENDE, Camila L.; UEZU, Alexandre; SCARANO, Fabio R.; et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 9, p. 2255–2272, 2015.
- RIBEIRO, Darcy. *Os índios e a civilização*. Petrópolis, RJ: Vozes, 1979.
- RIBEIRO, Helena; ASSUNÇÃO, João V. Efeitos das queimadas na saúde humana. *Estudos Avançados*, v. 16, n. 44, p. 125–148, 2002.
- RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre C.; et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RICHARDS, Ryan C.; REROLLE, Julia; ARONSON, James; et al. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosystem Services*, v. 16, p. 23–32, 2015.
- RIES, Leslie; FLETCHER, Robert J.; BATTIN, James; et al. Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, n. 1, p. 491–522, 2004.
- RIGOTTO, Raquel Maria; VASCONCELOS, Dayse P.; ROCHA, Mayara M. Pesticide use in Brazil and problems for public health. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 30, n. 7, p. 1360–1362, 2014.
- RITTER, Camila D.; MCCRATE, Gabriel; NILSSON, R. H.; et al. Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: Challenges and prospects to assess biodiversity. *Biological Conservation*, v. 206, p. 161–168, 2017.
- RIUL, Pablo. Modelagem de distribuição de espécies de bentos marinhos na costa do Brasil: bioinvasão, conservação e efeito das mudanças climáticas. 2016. 132 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.
- RIVERO, Sérgio; ALMEIDA, Oriana; ÁVILA, Saulo; et al. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nova Economia*, v. 19, n. 1, p. 41–66, 2009.
- ROBERTO, M. C.; SANTANA, N. F.; THOMAZ, S.M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 2 suppl, p. 717–725, 2009.
- ROBERTS, Callum M.; O'LEARY, Bethan C.; MCCAULEY, Douglas J.; et al. Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 24, p. 6167–6175, 2017.
- ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. Sustainable harvests of neotropical forest animals. In: ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. (Eds.). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: The University of Chicago Press, 1991. p. 415–429.
- ROBINSON, Samuel J. B.; VAN DEN BERG, Eduardo; MEIRELLES, Gabriela S.; et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 9, p. 2273–2291, 2015.
- ROCHA, Rosana; VIEIRA, Leandro M.; MIGOTTO, Alvaro E.; et al. The need of more rigorous assessments of marine species introductions: a counter example from the Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 67, p. 241–243, 2013.
- RODRIGUES, G. S. Contaminación ambiental por pesticidas en el Cono Sur; una revisión de la literatura. In: *Libro verde: elementos para una política agroambiental em el Cono Sur*. Montevideo: IICA/Procisur, 1997. p. 163–186.
- RODRIGUES, Ricardo R.; LIMA, Renato A. F.; GANDOLFI, Sérgio; et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- ROLAND, F.; HUSZAR, V. L. M.; FARJALLA, V. F.; et al. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, n. 3 suppl, p. 709–722, 2012.
- ROSENZWEIG, C.; SOLECKI, W.; ROMERO-LANKAO, P.; et al. ARC3.2 Summary for City Leaders. Urban Climate Change Research Network. New York: Columbia University, 2015.
- ROSS, Matthew R. V.; MCGLYNN, Brian L.; BERNHARD, Emily. S. Deep impact: effects of mountaintop mining on surface topography, bedrock structure, and downstream waters. *Am. Chem. Soc.* v. 50, p. 2064–2074, 2016.
- RYLANDS, Anthony; BRANDON, Katrina. Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*, v.1, n.1, p. 27–35, 2005.
- SALA, O. E.; CHAPIN, III F. S.; ARMESTO, J.; et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 2000.
- SALAZAR, Luis F.; NOBRE, Carlos A.; OYAMA, Marcos D. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters*, v. 34, n. 9, p. 1–8, 2007.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L.; FERRAZ-VICENTINI, K. R. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. *Current Research in the Pleistocene*, v. 11, p. 85–87, 1994.
- SAND, Peter H. Commodity or Taboo? International Regulation of Trade in Endangered Species. *Green Globe Year Book*. p. 19–36, 1997.
- SANTOS, D. G.; DOMINGUES, A. F.; GISLER, C. V. T. Gestão de recursos hídricos na agricultura: O Programa Produtor de Água. In:

- PRADO, R. B.; TURETTA, A. P.; ANDRADE, A. G. Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto das Mudanças Ambientais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 353-376.
- SANTOS, Janduhy P.; STEINKE, Ercília T.; GARCÍA-ZAPATA, Marco Túlio A. Uso e ocupação do solo e a disseminação da hantavirose na região de São Sebastião, Distrito Federal: 2004 - 2008. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v. 44, n. 1, p. 53-57, 2011a.
- SANTOS, D. M.; SANT'ANNA, B. S.; GODOI, A. F. L.; MARCHI, M. R. R.; TURRA, A. Contamination and Impact of Organotin Compounds on the Brazilian Coast. In: ORTIZ, A. C.; GRIFFIN, N. B. (Orgs.), *Pollution Monitoring*, Nova Science Publishers, 2011b. p. 31-59.
- SANTOS, Larissa A. H.; RIBEIRO, Felipe V.; CREED, Joel C. Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 449, p. 69-76, 2013.
- SANTOS, Rodrigo S. P.; MILANEZ, Bruno. The construction of the disaster and the "privatization" of mining regulation: reflections on the tragedy of the Rio Doce Basin, Brazil. *Dossier Mining, Violence and Resistance, Vibrant: Virtual Brazilian Anthropology*, v. 14, n. 2, p. 127-146, 2017.
- SCHIESARI, L.; WAICHMAN, A.; BROCK, T.; et al. Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 368, n. 1619, p. 20120378-20120378, 2013.
- SAWYER, Donald. População, meio ambiente e desenvolvimento no Brasil. In: Seminário "Políticas Públicas, Agentes Sociais e Desenvolvimento Sustentável", organizado pelo Ministério das Relações Exteriores / Fundo de População das Nações Unidas (FNUAP), Belo Horizonte, 1993.
- SAWYER, Donald. Consumption patterns and environmental impacts in a global socioecosystemic perspective. In: HOGAN, Daniel; TOLMASQUIM, Maurício (Eds.). *Human dimensions of global environmental change*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2001. p.279-94.
- SAWYER, Donald. População, meio ambiente e desenvolvimento sustentável no Cerrado. In: HOGAN, Daniel; CARMO, Roberto Luiz; CUNHA, José M. P. et al. (Orgs.). *Migração e meio ambiente no Centro-Oeste. Campinias: Núcleo de Estudos de População*. Campinas: UNICAMP, 2002. p. 277-299.
- SAWYER, Donald. Climate change, biofuels and eco-social impacts in the Brazilian Amazon and Cerrado. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 363, n. 1498, p. 1747-1752, 2008.
- SAWYER, Donald. Fluxos de carbono na Amazônia e no Cerrado: um olhar socioecossistêmico. *Sociedade e Estado*, v. 24, n. 1, p. 149-171, 2009.
- SAWYER, Donald. An imminent tipping point in Brazil's savannas: permanent water crisis in South America? Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza (ISPAN), 2018a.
- SAWYER, Donald. Paisagens produtivas ecossociais. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza (ISPAN), 2018b.
- SAWYER, Donald. Saúde, ambiente e desenvolvimento sustentável no Brasil. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza (ISPAN), 2018c.
- SCARAMUZZA C. A. M.; SENTA, M. M. D.; FERRARINI, O. G.; et al. Elaboração da Proposta do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. In: SILVA, A. P. M.; MARQUES, H. R.; SAMBUICHI, R. H. R. *Mudanças no código florestal brasileiro: desafios para a implementação da nova lei*. Rio de Janeiro: IPEA, 2016. 359 p.
- SCARANO, Fabio R.; CEOTTO, Paula; MARTINELLI, Gustavo. Climate change and "campos de altitude": forecasts, knowledge and action gaps in Brazil. *Oecologia Australis*, v. 20, n. 02, p. 139-144, 2016.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Yara; SORIANO-SIERA, Eduardo J.; VALE, Claudia C.; et al. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 64, n. spe2, p. 37-52, 2016.
- SCHMIDT, Isabel B.; MOURA, Livia C.; FERREIRA, Maxmiller C.; et al. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 5, p. 2094-2101, 2018.
- SCHMIDT, Isabel B.; SAMPALIO, Maurício B.; FIGUEIREDO, Isabel B.; et al. Fogo e Artesanato de Capim-dourado no Jalapão - Usos Tradicionais e Consequências Ecológicas. *Biodiversidade brasileira*, n. 2, p. 67-85, 2011.
- SCHROEDER, Fábio A.; CASTELLO, Jorge Pablo. An essay on the potential effects of climate change on fisheries in Patos Lagoon, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 5, n. 2, p. 320-330, 2010.
- SEDDON, Alistair W. R.; MACIAS-FAURIA, Marc; LONG, Peter R.; et al. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature*, v. 531, n. 7593, p. 229-232, 2016.
- SEGAN, Daniel B.; MURRAY, Kris A.; WATSON, James E. M. A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss-climate change interactions. *Global Ecology and Conservation*, v. 5, p. 12-21, 2016.
- SERRÃO, Edivaldo A. O.; SANTOS, Cleber A.; LIMA, Aline M. M. Avaliação da seca de 2005 na Amazônia: uma análise da calha do rio Solimões. *Estação Científica (UNIFAP)*, v. 4, n. 2, p. 99-109, 2015.
- SENA, E. T.; ARTAXO, P.; CORREIA, A. L. Spatial variability of the direct radiative forcing of biomass burning aerosols and the effects of land use change in Amazonia. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 13, n. 3, p. 1261-1275, 2013.
- SHLISKY, A.; ALENCAR, A. A.; NOLASCO, M. M.; CURRAN, L. M. Overview: global fire regime conditions, threats, and opportunities for fire management in the tropics. In: COCHRANE, Mark A. *Tropical fire ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics*. New York: Springer; Praxis Publishing, 2009. p. 65-83.
- SIBBr (Sistema de Informação Sobre a Biodiversidade Brasileira) 2017. Acesso Out/2018 <http://www.sibbr.gov.br/areas/index.php?area=colecões&sub-area=grandes-acervos-nacionais>
- SILVA, M. O programa brasileiro de unidades de conservação. *Megadiversidade*, v.1, n. 1, p. 22-25, 2005.
- SILVA, Ageo Mário C.; MATTOS, Inês E.; FREITAS, Saulo R.; et al. Material particulado (PM2.5) de queima de biomassa e doenças respiratórias no sul da Amazônia brasileira. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 13, n. 2, p. 337-351, 2010.
- SILVA, Eder C.; BARROS, Francisco. Macrofauna bentônica introduzida no Brasil: lista de espécies marinhas e dulcícolas e distribuição atual. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 02, p. 326-344, 2011.
- SILVA, Ageo Mario C.; MATTOS, Inês E.; IGNOTTI, Eliane; et al. Material particulado originário de queimadas e doenças respiratórias. *Revista de Saúde Pública*, v. 47, n. 2, p. 345-352, 2013.
- SILVA, Fernanda R.; MONTTOYA, Daniel; FURTADO, Rafael; et al. The restoration of tropical seed dispersal networks: Restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology*, v. 23, n. 6, p. 852-860, 2015.
- SILVA, Patrícia; BASTOS, Ana; DACAMARA, Carlos C.; et al. Future Projections of Fire Occurrence in Brazil Using EC-Earth Climate Model. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 31, n. 3, p. 288-297, 2016.
- SILVA, Ramon Felipe B.; BATISTELLA, Mateus; MORAN, Emilio Federico. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Science & Policy*, v. 74, p. 14-22, 2017.
- SILVA, José Afonso. "Parecer". In: CUNHA, Manuela C.; BARBOSA, S. (Orgs.). *Direitos dos Povos Indígenas em Disputa*. São Paulo: Editora UNESP: 2018. p.17-42.
- SILVA-CAVALCANTI, Jacqueline S.; COSTA, Monica F. Fisheries of *Anomalocardia brasiliensis* in Tropical Estuaries. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 6, p. 86-99, 2011.
- SILVÉRIO, Divino V.; BRANDO, Paulo M.; BALCH, Jennifer K.; et al. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 368, n. 1619, p. 20120427-20120427, 2013.
- SIMBERLOFF, Daniel; NUÑEZ, Martin A.; LEDGARD, Nicholas J.; et al. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions: Spread and impact of introduced conifers. *Austral Ecology*, v. 35, n. 5, p. 489-504, 2010.
- SIMON, Marcelo F. Manual de curadores de germoplasma-vegetal: conservação in situ. Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia-Documentos (INFOTECA-E), 2010.
- SIQUEIRA, Tagore V. Aquicultura: A nova fronteira para aumentar a produção mundial de alimentos de forma sustentável. *Boletim Regional, Urbano e Ambiental*, v. 17, p. 53-60, 2017.
- SIQUEIRA, Marinez F.; PETERSON, Andrew T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica*, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2003.
- SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação). 2011. Acesso em Out/2017 http://www.mma.gov.br/estruturas/240/_publicacao/240_publicacao05072011052536.pdf
- SOARES-FILHO, Britaldo; RAJÃO, Raoni; MACEDO, Marcia; et al. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.
- SOARES-FILHO, Britaldo; RAJÃO, Raoni; MERRY, Frank; et al. Brazil's Market for Trading Forest Certificates. *PLOS ONE*, v. 11, n. 4, p. e0152311, 2016.
- SOLER, Luciana S.; SAITO, Sílvia; GREGORIO, Leandro T.; et al. Challenges and perspectives of innovative digital ecosystems designed to monitor and warn natural disasters in Brazil. In: *Proceedings of the Fifth International Conference on Management of Emergent Digital EcoSystems - MEDES '13*. Luxembourg, Luxembourg: ACM Press, 2013. p. 254-261.
- SOUSA, W. T. Z. *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae), a recent invader threatening Brazil's freshwater environments: a review of the extent of the problem. *Hydrobiologia*, v. 669, n. 1, p. 1-20, 2011.
- SOUSA, Djalma M. G.; NUNES, Rafael S.; REIN, Thomaz A.; et al. Manejo da Adubação Fosfatada para Culturas Anuais no Cerrado. Embrapa Cerrados, Planaltina DF, Circular Técnica, 33 (INFOTECA-E), 2016.
- SOUZA, Mario J. F. T.; RASEIRA, Marcelo B.; RUFFINO, Mauro L.; et al. Estatísticas pesqueira do Amazonas e Pará-2004. Manaus: Ibama/ProVárzea, 2007. 76p.
- SOUZA, Thiago V.; LORINI, Maria Lucia; ALVES, Maria Alice S.; et al. Redistribution of Threatened and Endemic Atlantic Forest Birds Under Climate Change. *Natureza & Conservação*, v. 9, n. 2, p. 214-218, 2011.
- SOUZA-FILHO, F. A.; SCARANO, F. R.; NICOLODI, J. L.; et al. Recursos naturais, manejo e uso de ecossistemas. In: ASSAD, E. D.; MAGALHÃES, A. R. (Eds.) *Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas*. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. Rio de Janeiro: COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014. p. 43-200.
- SPAROVEK, Gerd; BERNDES, Göran; KLUG, Israel L. F.; et al. Brazilian Agriculture and

- Environmental Legislation: Status and Future Challenges. *Environmental Science & Technology*, v. 44, n. 16, p. 6046–6053, 2010.
- SPERA, Stephanie A.; GOLFORD, Gillian L.; COE, Michael T.; et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global Change Biology*, v. 22, n. 10, p. 3405–3413, 2016.
- STAFFORD, C. A.; PREZIOSI, R. F.; SELLERS, W. I. A pan-neotropical analysis of hunting preferences. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, n. 8, p. 1877–1897, 2017.
- STEFANI, Aurélia; DUSFOUR, Isabelle; CORRÊA, Ana Paula S. A.; et al. Land cover, land use and malaria in the Amazon: a systematic literature review of studies using remotely sensed data. *Malaria Journal*, v. 12, p. 1–8, 2013.
- STRASSBURG, Bernardo B. N.; LATAWIEC, Agnieszka E.; BARIONI, Luis G.; et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 28, p. 84–97, 2014.
- STRASSBURG, Bernardo B. N.; BARROS, Felipe S. M.; CROUZELLES, Renato; et al. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, v. 48, n. 6, p. 890–899, 2016.
- STRASSBURG, Bernardo B. N.; BROOKS, Thomas; FELTRAN-BARBIERI, Rafael; et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017.
- SUGANUMA, Marcio S.; DURIGAN, Giselda. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems: Indicators of riparian forests restoration success. *Restoration Ecology*, v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.
- SUJII, E. R.; VENZON, M.; MEDEIROS, M. A.; et al. Práticas culturais no manejo de pragas na agricultura orgânica. In: VENZON, M.; JÚNIOR, T. J. P.; PALLINI, A. (Eds.). Controle alternativo de pragas e doenças na agricultura orgânica. Viçosa: EPAMIG, 2010. p. 143–168.
- SYDENSTRICKER-NETO, John; SILVA, Harley; MONTE-MÓR, Roberto Luís. Dinâmica populacional, urbanização e meio ambiente: subsídios para o Rio+20. *Série População e Desenvolvimento Sustentável*. Brasília: Fundo de População das Nações Unidas (UNFPA), 2015.
- TEIXEIRA, Leonardo R.; IWAMA, Allan Y. Caracterização dos grandes projetos de infraestrutura do Litoral Norte Paulista. In: SANTOS, Claudia Regina.; TURRA, Alexander, Rumos da sustentabilidade costeira: uma visão do Litoral Norte paulista. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2017. p. 105–160.
- THIENGO, Silvana C.; FARACO, Fábio André; SALGADO, Norma C.; et al. Rapid spread of an invasive snail in South America: the giant African snail, *Achatina fulica*, in Brazil. *Biological Invasions*, v. 9, n. 6, p. 693–702, 2007.
- TICKTIN, T. The ecological implications of harvesting non-timber forest products: Ecological implications of non-timber harvesting. *Journal of Applied Ecology*, v. 41, n. 1, p. 11–21, 2004.
- TILMAN, David; BALZER, Christian; HILL, Jason; et al. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 50, p. 20260–20264, 2011.
- TOLDO Jr, Elírio; DILLENBURG, Sergio; CORRÊA, Iran; et al. Sedimentação de longo e curto período na Lagoa dos Patos, Sul do Brasil. *Pesquisas em Geociências*, v.33, n. 2, p. 79–86, 2006.
- TRAFFIC. Wildlife Trade. 2012. Disponível em: <<http://www.traffic.org/>>. Acesso em: 28 ago. 2017.
- TROMBONI, Flavia; DODDS, Walter K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. *Environmental Management*, v. 60, n. 1, p. 30–40, 2017.
- TUNDISI, Jose G.; ROCHA, Odete; MATSUMURA-TUNDISI, T; et al. Reservoir management in South America. *International Journal of Water Resources Development*, v. 14, n. 2, p. 141–155, 1998.
- TUNDISI, José G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP*, v.70, p. 24–35, 2006.
- TUNDISI, José G.; TUNDISI, Takako. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de textos, 2016. 632p.
- TURRA, Alexander; AMARAL, Antonia Cecília Z.; CIOTTI, Aurea Maria; et al. Environmental impact assessment under an ecosystem approach: the São Sebastião harbor expansion project. *Ambiente & Sociedade*, v. 20, n. 3, p. 155–176, 2017.
- UNDP (UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME). 2017. Sustainable Development Goals. Disponível em: <<http://www.undp.org/content/undp/en/home/sustainable-development-goals.html>>. Acesso em: 29 jun. 2017.
- UN-Water. The United Nations World Water Development Report 2018: nature-based solutions for water. United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). Paris, UNESCO. 2018.
- URBAN, Mark C. Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, v. 348, n. 6234, p. 571–573, 2015.
- Uribe, Natalia A. Landscape structure effects on ant-mediated pest control in coffee farms. 2016. 54f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- USGS. Pesticide national synthesis project: Pesticide use. United States Geological Survey, Reston Virginia, USA. 2010. Disponível em:<<http://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/usage/maps>>.
- UZÉDA, Mariella C.; FIDALGO, Elaine Cristina C.; MOREIRA, Renato V. S.; et al. Eutrofização de solos e comunidade arbórea em fragmentos de uma paisagem agrícola. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1120–1130, 2016.
- VAL, A. L.; FEARNside, P. M.; ALMEIDA-VAL, V. M. F. Environmental disturbances and fishes in the Amazon: environment and fishes in the amazon. *Journal of Fish Biology*, v. 89, n. 1, p. 192–193, 2016.
- VALE, Mariana M.; LORINI, Maria Lucia; CERQUEIRA, Rui. Neotropical wild cats susceptibility to climate change. *Oecologia Australis*, v. 19, n. 01, p. 63–88, 2015.
- VALLEJOS, Marcelo Alejandro V.; PADIAL, André A.; VITULE, Jean Ricardo S. Human-Induced Landscape Changes Homogenize Atlantic Forest Bird Assemblages through Nested Species Loss. *PLOS ONE*, v. 11, n. 2, p. e0147058, 2016.
- VASCONCELOS, C. H.; NOVO, E. Influence of precipitation, deforestation and Tucuruí reservoir operation on malaria incidence rates in southeast Para, Brazil. In: International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Proceedings, v.7, p. 4567–4569, 2003.
- VASCONCELOS, Steel S.; ZARIN, Daniel J.; CAPANU, Marinela; et al. Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an eastern Amazonian regrowth forest. *Global Biogeochemical Cycles*, v.18, n.2, p.1–10, 2004.
- VIANA, João P. Recursos pesqueiros do Brasil: situação dos estoques, da gestão e sugestões para o futuro. *Boletim Regional, Urbano e Ambiental*, v.7, p. 45–59, 2013.
- VIANA, Pedro L.; MOTA, Nara F. O.; GIL, André S. B. et al. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. *Rodriguésia*, v. 67, n. 5spe, p. 1107–1124, 2016.
- VIDAL, C. Y.; MANGUEIRA, J. R.; FARAH, F. T.; et al. Biodiversity Conservation of Forests and their Ecological Restoration in Highly-modified Landscapes. In: GHELLER-COSTA, C.; LYRA-JORGE, M. C.; VERDADE, L. M. (Eds.). Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil. Warsaw/Berlin: De Gruyter Open, 2016.
- VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; SILVA, J. M. C.; et al. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4 suppl, p. 949–956, 2008.
- VILLÉN-PÉREZ, Sara; MENDES, Poliana; NÓBREGA, Caroline; et al. Mining code changes undermine biodiversity conservation in Brazil. *Environmental Conservation*, v. 45, n. 01, p. 96–99, 2018.
- VITOUSEK, Peter, M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, v. 65, n.1, p. 285–298, 1984.
- VOGT, Nathan D.; PINEDO-VASQUEZ, Miguel; BRONDÍZIO, Eduardo S.; et al. Forest Transitions in Mosaic Landscapes: Smallholder's Flexibility in Land-Resource Use Decisions and Livelihood Strategies From World War II to the Present in the Amazon Estuary. *Society & Natural Resources*, v. 28, n. 10, p. 1043–1058, 2015a.
- VOGT, Nathan; PINEDO-VASQUEZ, Miguel; BRONDÍZIO, Eduardo S.; et al. Local ecological knowledge and incremental adaptation to changing flood patterns in the Amazon delta. *Sustainability Science*, v. 11, n. 4, p. 611–623, 2016.
- VOGT, R. C.; FAGUNDES, C. K.; BATAUS, Y. S. L.; et al. Avaliação do Risco de Extinção de *Mesoclemmys hoguei* (Mertens, 1967) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICM-Bio, 2015b. Acesso em Set/2017 <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/estado-de-conservacao/7385-repteis-mesoclemmys-hoguei-cagado-de-hoguei-2.html>
- WADT, L. H. O.; KAINER, K. A.; STAUDHAMMER, C. L.; et al. Sustainable forest use in Brazilian extractive reserves: Natural regeneration of Brazil nut in exploited populations. *Biological Conservation*, v. 141, n. 1, p. 332–346, 2008.
- WEBPORTOS. Secretaria Nacional de Portos. Acesso em Jun/2017 <http://webportos.labtrans.ufsc.br>
- WEINSTEIN, Stephanie; MOEGENBURG, Susan. Açaí Palm Management in the Amazon Estuary: Course for Conservation or Passage to Plantations? *Conservation and Society*, v. 2, n.2, p. 315–346, 2004.
- WELCOMME, R. L. Status of fisheries in South-American rivers. *Interciencia*, v.15, n.6, p. 337–345, 1990.
- WIENS, John A.; STRALBERG, Diana; JONGSOMJIT, Dennis; et al. Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. Supplement_2, p. 19729–19736, 2009.
- WILLIAMS, R. J.; MYERS, B. A.; MULLER, W. J. et al. Leaf phenology of woody species in a north Australian tropical savanna. *Ecology*, v. 78, n.8, p. 2542–2558, 1997.
- WINEMILLER, K. O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, v. 351, n. 6269, p. 128–129, 2016.
- YU, Miao; WANG, Guiling; PARR, Dana; et al. Future changes of the terrestrial ecosystem based on a dynamic vegetation model driven with RCP8.5 climate projections from 19 GCMs. *Climatic Change*, v. 127, n. 2, p. 257–271, 2014.
- ZENNI, Rafael D.; ZILLER, Sílvia R. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 34, n. 3, p. 431–446, 2011.
- ZWIENER, Victor P.; PADIAL, André A.; MARQUES, Márcia C. M.; et al. Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, v.23, n.8, p. 955–966, 2017.

CAPÍTULO 4

- Aleixo A, Albernaz AL, Grelle CEV, et al. (2010) Mudanças Climáticas e a Biodiversidade dos Biomas Brasileiros: Passado, Presente e Futuro. *Natureza & Conservação*, 8(2): 194-196. doi: 10.4322/natcon.00802016
- Almeida W & Carneiro-Leão TC (2009) Contextualização sobre Espécies Exóticas Invasoras—Dossiê Pernambuco. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste, Recife.
- Althoff TD, Menezes RSC, Carvalho AL, et al. (2016) Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. *Forest Ecology and Management*, 360(15): 367-375. doi: 10.1016/j.foreco.2015.10.001.
- Amaral ACZ, Corte GN, Rosa Filho JS, et al. (2016) Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(2): 5-16. doi: 10.1590/S1679-875920160933064sp2
- Antiqueira PAP, Petchey OL, dos Santos VP et al. (2018) Environmental change and predator diversity drive alpha and beta diversity in freshwater macro and microorganisms. *Global Change Biology*, 24(8): 3715-3728. doi: 10.1111/gcb.14314.
- Araujo N, Müller R, Nowicki C, Ibisch P. (2010) Prioridades de conservación de la biodiversidad de Bolivia. SERNAP, FAN, TROPICO, CEP, NORDECO, GEFII, CI, TNC, WCS, Universidade Eberswalde. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivia.
- Bai X, Surveys A, Elmqvist T et al. (2016). Defining and advancing a systems approach for sustainable cities. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 23: 69-78. doi: 10.1016/j.cosust.2016.11.010
- Banks-Leite C, Pardini R, Tambosi LR, et al. (2014) Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, 345:1041-1045. doi: 10.1126/science.1255768.
- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, et al. (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336): 51-57. doi: 10.1038/nature09678
- Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, et al. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4): 365-377. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.
- Bernard E, Melo FPL, Pinto SRR. 2011. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic forest in face of bioethanol expansion. *Tropical Conservation Science*, 4:267-275. doi: 10.1177/194008291100400305
- MMA (2006) Panorama da biodiversidade global 2. Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília.
- Brançalion PHS, Cardozo IV, Camatta A, et al. (2014) Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 22: 65-71. doi: 10.1111/rec.12025.
- Brançalion PHS, Garcia LC, Loyola R, et al. (2016) A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 1-16. doi: 10.1016/j.ncon.2016.03.003
- Brasil (2016). Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima, Brasília.
- Cáceres DM, Silveti F, Díaz S (2016). The rocky path from policy-relevant science to policy implementation—a case study from the South American Chaco. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 19: 57-66. doi: 10.1016/j.cosust.2015.12.003.
- Cardoso D, Särkinen T, Alexander S, et al. (2017) Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40): 201706756. doi: 10.1073/pnas.1706756114
- Caricatt JM (2007) Prêmio Fundação Conrado Wessel – Vencedores Arte, Ciência e Cultura 2006. Fundação Conrado Wessel, Pesquisa FAPESP, São Paulo.
- Carvalho AL, Nelson BW, Bianchini MC, et al. (2013). Bamboo-dominated forests of the southwest Amazon: detection, spatial extent, life cycle length and flowering waves. *PLoS One*, 8(1): e54852. doi: 10.1371/journal.pone.0054852
- Chapin III FS, Sala OE, Huber-Sannwald E (2000) Global Biodiversity in a Changing Environment. *Scenarios for the 21st Century*. Springer.
- Chaplin-Kramer R, Hamel P, Sharp R, et al. (2016) Landscape configuration is the primary driver of impacts on water quality associated with agricultural expansion. *Environmental Research Letters*, 11(7):074012. doi: 10.1088/1748-9326/11/7/074012.
- Chaplin-Kramer R, Sharp RP, Mandle L, et al. (2015) Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112:7402-7407. doi: 10.1073/pnas.1406485112.
- Chazdon RL, Broadbent EN, Rozendaal DMA et al. (2016) Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2:e1501639. doi: 10.1126/sciadv.1501639.
- Chiabai A, Travisi CM, Markandya A, (2011) Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction. *Environmental and Resource Economics*, 50:405-445. doi: 10.1007/s10640-011-9478-6.
- CNT, SEST, SENAT (2017) Pesquisa CNT de rodovias 2017.
- Costa WF, Ribeiro M, Saraiva AM, et al. (2018) Bat diversity in Carajás National Forest (Eastern Amazon) and potential impacts on ecosystem services under climate change. *Biological Conservation*, 218: 200-210. doi: 10.1016/j.biocon.2017.12.034.
- Cox PM, Betts RA, Collins M, et al. (2004) Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78 (1-3):137-156. doi: 10.1007/s00704-004-0049-4.
- Crump ML, Hensley FR, Clark KL (1992) Apparent decline of the golden toad: underground or extinct? *Copeia*, 413-420. doi: 10.2307/1446201.
- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992) Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 63-87. doi: 10.1146/annurev.es.23.110192.000431
- Dawson TP, Jackson ST, House JI, et al. (2011) Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332(6025): 53-58. doi: 10.1126/science.1200303.
- Andrade-Frehse F, Braga RR, Nocera GA, Vitule JRS (2016). Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biological Invasions*, 18(12): 3713-3725. doi: 10.1007/s10530-016-1260-9.
- Dias TCAC, da Cunha AC, da Silva JMC (2016) Return on investment of the ecological infrastructure in a new forest frontier in Brazilian Amazonia. *Biological Conservation*, 194: 184-193. doi: 10.1016/j.biocon.2015.12.016.
- Diniz-Filho JA, Collevatti RG, Chaves LJ, et al. (2012) Geographic shifts in climatically suitable areas and loss of genetic variability in *Dipteryx alata* ("Baru" Tree; Fabaceae). *Genetics and Molecular Research*, 11(2):1618-1626. doi: 10.4238/2012.
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, Rangel TF, et al. (2009) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32: 897-906. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x.
- Diniz-Filho, JAF, Loyola RD, Raia P, et al. (2013) Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 689-695. doi: 10.1016/j.tree.2013.09.003.
- Duarte GT, Ribeiro MC, Paglia AP (2016) Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. *PLoS One*, 11: e0154573. doi: 10.1371/journal.pone.0154573.
- Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J et al. (2013) Stewardship of the Biosphere in the Urban Era. In *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (Elmqvist T, Fragkias M. Goodness J, et al. eds). Springer, Dordrecht. doi: 10.1007/978-94-007-7088-1_33
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2013) *Cities and Biodiversity Outlook*, Montreal.
- Faleiro FV, Machado RB, Loyola RD (2013) Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation*, 158: 248-257. doi: 10.1016/j.biocon.2012.09.020.
- Faleiro FV, Nemésio A., Loyola RD (2018) Climate change likely to reduce orchid bee abundance even in climatic suitable sites. *Global Change Biology*, 24: 2272-2283. doi: 10.1111/gcb.14112.
- FAO (2017) *The future of food and agriculture. Trends and challenges*. Rome.
- Gadda, TMC, Sorri E, Santos LCO, Weins N (2017) Ecological modelling in public policies of urban areas of the Atlantic Forest. ENANPUR. São Paulo.
- Giannini TC, Costa WF, Cordeiro GD, et al. (2017) Projected climate change threatens pollinators and crop production in Brazil. *Plos One*, 12(8): 1-13. doi: 10.1371/journal.pone.0182274.
- Gomes L (2017) Impacts of Land Use and Cover Change On Soil Nitrogen Balance In The Brazilian Cerrado Region. Tese de Doutorado. INPE.
- Güneralp B, Seto KC (2013). Futures of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. *Environmental Research Letters*, 8(1): 014025. doi: 10.1088/1748-9326/8/1/014025.
- Güneralp B, McDonald RI, Fragkias M et al. (2013) Urbanization forecasts, effects on land use, biodiversity, and ecosystem services. In *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (Elmqvist T, Fragkias M. Goodness J, et al. eds). Springer, Dordrecht. doi: 10.1007/978-94-007-7088-1_22
- United Nations. (2016). A new urban agenda. Quito declaration on sustainable cities and human settlements for all. Quito UN Habitat.
- Hagen O, Santos RM, Schindwein MN, Viviani VR (2015) Artificial Night Lighting Reduces Firefly (Coleoptera: Lampyridae) Occurrence in Sorocaba, Brazil. *Advances in Entomology*, 3(1): 24-32. doi: 10.4236/ae.2015.31004
- Hartmann D, Guevara MR, Jara-Figueroa C, et al. (2017) Linking Economic Complexity, Institutions, and Income Inequality. *World Development*, 93: 75-93. doi: 10.1016/j.worlddev.2016.12.020
- Horta PA, Vieira-Pinto T, Martins CDL, et al. (2012) Evaluation of impacts of climate change and local stressors on the biotechnological potential of marine macroalgae – a brief theoretical discussion of likely scenarios. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 22(4): 768-774. doi: 10.1590/S0102-695X2012005000085
- Hunt DVL, Lombardi DR, Atkinson S, et al. (2012) Scenario Archetypes: Converging Rather than Diverging Themes. *Sustainability*, 4: 740-772. doi: 10.3390/su4040740
- Huntingford C, Zelazowski P, Galbraith D, et al. (2013) Simulated resilience of tropi-

- cal rainforests to CO₂-induced climate change. *Nature Geoscience*, 6(4): 268–273. doi: 10.1038/ngeo1741.
- IBGE (2017) Coordenação de População e Indicadores Sociais – COPIS. IBGE, Rio de Janeiro.
- BGE (2016). Perfil dos Municípios Brasileiros: 2015 / IBGE. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro.
- IBGE (2013). Projeções da população: Brasil e unidades da federação. IBGE, Rio de Janeiro.
- IPEA (2017) Brasil 2035. Cenários para o desenvolvimento. IPEA, Brasília.
- Kennedy CM, Hawthorne PL, Miteva DA, et al. (2016) Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. *Biological Conservation*, 204: 221–230. doi: 10.1016/j.biocon.2016.10.039
- Landrigan PJ, Fuller R, Acosta NJR, et al. (2017) The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet* 391.
- Latawiec AE, Strassburg BBN, Brancalion PHS, et al. (2015) Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13:211–218. doi: 10.1890/14005
- Laurance WF, Cochrane MA, Bergen S, et al. (2001) The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291 (5503): 438 – 439. doi: 10.1126/science.291.5503.438.
- Lemes P, Melo AS, Loyola RD (2013) Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 23: 357-368. doi: 10.1007/s10531-013-0605-2.
- Lovejoy TE, Nobre C (2018) Amazon Tipping Point. *Science Advances*, 4 (2): eaaat2340. doi: 10.1126/sciadv.aat2340
- Loyola RD, Machado N, Ribeiro BR, et al. (2018) Áreas prioritárias para a conservação da flora endêmica do estado do Rio de Janeiro. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Graffiti Programação Visual.
- Loyola RD, Lemes P, Brum FT, et al. (2014) Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography*, 37: 65-72. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00396.x.
- Mack RN (1996) Plant invasions: early and continuing expressions of global change. In *Past and future rapid environmental changes: the spatial and evolutionary responses of terrestrial biota* (Huntley B, Cramer W, Morgan AV, Prentice HC, Allen JRM, eds). Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Mack RN, Simberloff D, Mark Lonsdale W, et al. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3): 689-710. doi: 10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BI-CEGC]2.0.CO;2
- Magalhães ALB, Casatti L, Vitule JRS (2011) Alterações no Código Florestal Brasileiro Favorecerão Espécies Não-Nativas de Peixes de Água Doce. *Natureza & Conservação*, 9: 121-124. doi: 10.4322/natcon.2011.017
- Manhães AP, Loyola R, Mazzochini GG, et al. (2018) Low-cost strategies for protecting ecosystem services and biodiversity. *Biological Conservation*, 217: 187–194. doi: 10.1016/j.biocon.2017.11.009.
- Marcial E (2015) Megatendências mundiais 2030. IPEA, Brasília.
- Marcotullio PJ, McGranahan G (2012) Scaling urban environmental challenges: from local to global and back. *Earthscan*, 2012.
- Marengo J, Chou SC, Kay G, et al. (2012) Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTec/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River Basins. *Climate Dynamics*, 38: 1829. doi: 10.1007/s00382-011-1155-5
- Marino NAC, Srivastava DS, MacDonald AAM, et al. (2017) Rainfall and hydrological stability alter the impact of top predators on food web structure and function. *Global Change Biology*, 23: 673–685. doi: 10.1111/gcb.13399
- Martins CR, Hay JDV, Walter BMT, et al. (2011) Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (Melinis minutiflora) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Brazilian Journal of Botany*, 34(1): 73 – 90. doi: 10.1590/S0100-84042011000100008.
- Matos DMS, Pivello VR (2009) O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura*, 61:27–30
- Medeiros R, Young CEF, Pavese HB, Araújo FFS (2011) Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo. Brasília: UNEP-WCMC..
- Merten GH, Minella JPG (2013) The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. *International Soil and Water Conservation Research*, 1: 37-48. doi: 10.1016/S2095-6339(15)30029-0
- Merten GH, Minella JPG (2002) Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural* 3(4) 1-7.
- Miles LJ (2002) The Impact of Global Climate Change on Tropical Forest Biodiversity in Amazonia. Tese de Doutorado. University of Leeds.
- Morton DC, Le Page Y, DeFries R, et al. (2013) Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368: 20120163. doi: 10.1098/rstb.2012.0163.
- Britto MM, Patrocínio DNM (2006) A fauna de espécies exóticas no Paraná: contexto nacional e situação atual. In Campos JB, Tossulino MGP, Muller CRC Unidades de Conservação: ações para a valorização da biodiversidade. Curitiba.
- Nobre CA, Sampaio G, Borma LS, et al. (2016) Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 113: 10759–10768. doi: 10.1073/pnas.1605516113
- Ojima R, Martine G (2012) Resgates sobre população e ambiente: breve análise da dinâmica demográfica e a urbanização nos biomas brasileiros. *Idéias* 3 (2): 5.
- Ometto JP, Sousa-Neto ER, Tejada G (2016) Land Use, land cover and land use change in the Brazilian Amazon (1960--2013). In *Interactions between biosphere, atmosphere and human land Use in the Amazon Basin* (Nagy L, Forsberg BR, Artaxo P, eds). Springer Berlin Heidelberg, pp. 369–383. doi: 10.1007/978-3-662-49902-3_15
- Parmesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37: 637–669. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.
- PBL Netherlands Environmental Assessment Agency (2012). Roads from Rio+20. Pathways to achieve global sustainability goals by 2050. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Pecl GT, Araujo MB, Bell JD, et al. (2017) Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355: eaai921. doi: 10.1126/science.aai9214
- Pereira HM, Leadley PW, Proenca V, et al. (2010) Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330: 1496–1501. doi: 10.1126/science.1196624
- Petz K, Alkemade R, Bakkenes M, et al. (2014) Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Global Environmental Change*, 29:223-234. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.08.007
- Pires APF, Amaral AG, Padgurschi MCG, et al. (2018). Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. *Ecosystem Services*, 34: 68-73. doi: 10.1016/j.ecoser.2018.10.001
- Pires APF, Rezende CL, Assad ED, et al. (2017b) Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 187–193. doi: 10.1016/j.pecon.2017.08.003
- Pires APF, Srivastava DS, Marino NAC, et al. (2018) Interactive effects of climate change and biodiversity loss on ecosystem functioning. *Ecology*, 99: 1203-1213. doi: 10.1002/ecy.2202
- Pires APF, Leal JS, Peeters ETHM (2017a) Rainfall changes affect the algae dominance in tank bromeliad ecosystems. *PLoS One*, 12:e0175436. doi: 10.1371/journal.pone.0175436
- Pires APF, Marino NAC, Srivastava DS, Farjalla VF (2016) Predicted rainfall changes disrupt trophic interactions in a tropical aquatic ecosystem. *Ecology*, 97: 2750-2759. doi: 10.1002/ecy.1501
- Pivello VR, Shida CN, Meirelles ST (1999) Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1281-1294. doi: 10.1023/A:1008933305857
- Pompeu J, Soler L, Ometto J (2018) Modelling Land Sharing and Land Sparing Relationship with Rural Population in the Cerrado. *Land*, 7: 88. doi: 10.3390/land7030088
- Raftery AE, Zimmer A, Frierson DMW, et al. (2017) Less than 2°C warming by 2100 unlikely. *Nature Climate Change*, 7: 637-641. doi: 10.1038/nclimate3352
- RAISG, 2015. Deforestación en la Amazonia (1970- 2013). 48 p. Amazônia Socioambiental.
- Rezende CL, Scarano FR, Assad ED, et al. (2018) From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4): 208-218. doi: 10.1016/j.pecon.2018.10.002.
- Rezende, CL, Fraga JS, Sessa JC, et al. (2018) Land use policy as a driver for climate change adaptation: A case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. *Land Use Policy*, 72: 563-569. doi: 10.1016/j.landusepol.2018.01.027
- Ribeiro BR, Sales LP, Loyola RD (2018) Strategies for mammal conservation under climate change in the Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 27: 1943 – 1959. doi: 10.1007/s10531-018-1518-x
- Ribeiro BR, Sales LP, De Marco P, Loyola RD (2016) Assessing Mammal Exposure to Climate Change in the Brazilian Amazon. *PLoS One*, 11: e0165073. doi: 10.1371/journal.pone.0165073
- Roberts P, Hunt C, Arroyo-Kalin M, et al. (2017) The deep human prehistory of global tropical forests and its relevance for modern conservation. *Nature Plants*, 3: 17093. doi: 10.1038/nplants.2017.93
- Rodrigues PMS, Silva JO, Eisenlohr P.V, Schaefer CEGR (2015) Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3): 679-684. doi: 10.1590/1519-6984.20913.
- Roque FO, Menezes JFS, Northfield T, et al. (2018). Warning signals of biodiversity collapse across gradients of tropical forest loss. *Nature Scientific Reports*, 8: 1622. doi: 10.1038/s41598-018-19985-9
- Rudel TK, Schneider L, Uriarte M, et al. (2009) Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 106: 20675–20680. doi: 10.1073/pnas.0812540106.
- Saatchi S, Asefi-Najafabady S, Malhi Y, et al. (2013) Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 110: 565–570. doi: 10.1073/pnas.1204651110
- Sales LP, Neves OV, De Marco P, Loyola RD (2017a) Model uncertainties do not affect observed patterns of species richness in the Amazon. *PLoS One*, 12: e0183785. doi: 10.1371/journal.pone.0183785
- Sales LP, Ribeiro BR, Hayward MW, et al. (2017b) Niche conservatism and the in-

- vasive potential of the wild boar. *Journal of Animal Ecology*, 86: 1214-1223. doi: 10.1111/1365-2656.12721
- Sampaio AB, Schmidt IB (2014). Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 2: 32-49.
- Sampaio G, Nobre C, Costa MH, et al. (2007) Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters*, 34: 17709. doi: 10.1029/2007GL030612
- Saturni FT, Jaffé R, Metzger JP (2016) Landscape structure influences bee community and coffee pollination at different spatial scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235: 1-12. doi: 10.1016/j.agee.2016.10.008
- Schmidt IB, Sampaio MB, Figueiredo IB, Ticktin T (2011) Fogo e artesanato de capim-dourado no Jalapão-usos tradicionais e consequências ecológicas. *Biodiversidade Brasileira*, (2): 67-85.
- Schulz C, Ioris AAR, Martin-Ortega J, Glenk K (2015) Prospects for Payments for Ecosystem Services in the Brazilian Pantanal: A Scenario Analysis. *The Journal of Environment & Development*, 24: 26-53. doi: 10.1177/1070496514548580
- Seitzinger SP, Svedin U, Crumley CL, et al. (2012) Planetary Stewardship in an Urbanizing World: Beyond City Limits. *AMBIO*, 41: 787-794. doi: 10.1007/s13280-012-0353-7
- Semedo-Lemsaddek T, Pedroso NM, Freire D, et al. (2018) Otter fecal enterococci as general indicators of antimicrobial resistance dissemination in aquatic environments. *Ecological Indicators*, 85: 1113-1120. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.11.029
- Seto KC, Reenberg A, Boone CG, et al. (2012) Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 109: 7687-7692. doi:10.1073/pnas.1117622109.
- Matos DMS, Santos CJF, Chevalier DR (2002) Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. *Urban Ecosystems*, 6: 151-161. doi: 10.1023/A:1026164427792
- Silva JMC, Prasad S, Diniz-Filho JAF (2017) The impact of deforestation, urbanization, public investments, and agriculture on human welfare in the Brazilian Amazonia. *Land Use Policy*, 65: 135-142. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.04.003
- Silva USR, Matos DMS (2006) The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3035-3043. doi: 10.1007/s10531-005-4877-z
- Silva YBS, Ribeiro BR, Thiesen Brum F, et al. (2018) Combined exposure to hydroelectric expansion, climate change and forest loss jeopardies amphibians in the Brazilian Amazon. *Diversity and Distributions*, 24 (8): 1072-1082. doi: 10.1111/ddi.12745
- Soares-Filho B, Rajão R, Merry F, et al. (2016) Brazil's market for trading forest certifications. *PLoS One*, 11: 1-17. doi: 10.1371/journal.pone.0152311
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, et al. (2014) Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344: 363-364. doi: 10.1126/science.1246663
- Sousa-Neto ER, Tejada G, Ometto JP (2014). Cenários e Usos da Terra na Amazônia. In *Ambiente e sociedade na Amazônia uma abordagem interdisciplinar* (Guimarães R, Vieira IC, Toledo PM, Santos RAO, eds). Garamond, Rio de Janeiro, Brasil.
- Steege HT, Pitman NCA, Killeen TJ, et al. (2015) Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Science Advances*, 1(10): e1500936. doi: 10.1126/sciadv.1500936
- Strassburg BBN, Latawiec AE, Barioni LG, et al. (2014) When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, 28: 84-97. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, et al. (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1: 0099. doi: 10.1038/s41559-017-0099
- Sun J, Tong YX, Liu J (2017). Telecoupled land-use changes in distant countries. *Journal of Integrative Agriculture*, 16 (2): 368-376. doi: 10.1016/S2095-3119(16)61528-9
- Tedesco EC, Segal B, Calderon EN, Schiavetti A (2017). Conservation of Brazilian coral reefs in the Southwest Atlantic Ocean: a change of approach. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(2): 228-245. doi: 10.3856/vol45-issue2-fulltext-1
- Torres RR, Marengo JA (2014) Climate change hotspots over South America: from CMIP3 to CMIP5 multimodel datasets. *Theoretical and Applied Climatology* 117: 579-587. doi: 10.1007/s00704-013-1030-x.
- Urban MC (2015) Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348: 571-573. doi: 10.1126/science.aaa4984
- Valéry L, Fritz H, Lefeuve JC, Simberloff D (2008) In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10: 1345-1351. doi: 10.1007/s10530-007-9209-7
- Vasconcelos TS (2014) Tracking climatically suitable areas for an endemic Cerrado snake under climate change. *Natureza & Conservação*, 12(1): 47-52. doi: 10.4322/natcon.2014.009
- Vieira RRS, Ribeiro BR, Resende FM, et al. (2018) Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. *Diversity and Distributions*, 24: 434 - 438. doi: 10.1111/ddi.12700
- Vitule JRS, Prodócimo V (2017) Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. *Estudos de Biologia*, 34(83): 225-237. doi: 10.7213/estud.biol.7335
- West G (2017) Scale: The Universal Laws of Growth, Innovation, Sustainability, and the Pace of Life in Organisms, Cities, Economies, and Companies. Penguin.
- Wiens JJ (2016). Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. *PLoS Biology*, 1-18. doi: 10.1371/journal.pbio.2001104
- WWF (2012) The Ecological Footprint of São Paulo - State and Capital 2012. WWF, São Paulo.
- Zanin M, Mangabeira Albernaz AL (2016) Impacts of Climate Change on Native Landcover: Seeking Future Climatic Refuges. *PLoS One*, 11(9): e0162500. doi: 10.1371/journal.pone.0162500
- Zwiener VP, Padial AA, Marques MCM, et al. (2017) Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23: 955 - 966. doi: 10.1111/ddi.12588

CAPÍTULO 5

- Abers RN, Keck ME (2009) Mobilizing the State: the erratic partner in Brazil's participatory water policy. *Politics and Society*, 37:289-314.
- Adams WM, Hutton J (2007) People, parks and poverty: political ecology and biodiversity conservation. *Conservation and Society*, 5:147-183.
- Agrawal A, Redford K (2006) Poverty, development and biodiversity conservation: shooting in the dark? *WCS Working Papers* 26:56.
- AgriTempo. Sistema de Monitoramento Agrometeorológico 2.0. Acesso em Mai/2018. <http://www.agritempo.gov.br>
- Alarcon GG, Fantini AC, Salvador CH, Farley J (2017) Additionality is in detail: Farmers' choices regarding payment for ecosystem services programs in the Atlantic forest, Brazil. *Journal of Rural Studies*, 54:177-186.
- Alberti M, Marzluff JM, Shulenberg E, et al. (2003) Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *AIBS Bulletin*, 53(12):1169-1179.
- Alexander S, Nelson CR, Aronson J, et al. (2011) Opportunities and challenges for ecological restoration within REDD+. *Restoration Ecology*, 19:683-689.
- Amparo SS (2014) Ambientalismo, povos indígenas e comunidades "tradicionais": aspectos políticos e sócio-territoriais. *Revista de Geografia UFPE*, 31(2):46-65.
- Anderson MB, Hall DM, McEvoy J, et al. (2016) Defending dissensus: participatory governance and the politics of water measurement in Montana's Yellowstone River Basin. *Environmental Politics*, 25(6):991-1012.
- Andrews M (2014) An ends-means approach to looking at governance. Center for International Development Working Paper 281. Harvard Kennedy School, Cambridge, EUA.
- Anthamatten P, Hazen H (2014) Changes in the global distribution of protected areas, 2003-2012. *The Professional Geographer*, 67(2):195-203.

- Arantes ML, Freitas CEC (2016) Effects of fisheries zoning and environmental characteristics on population parameters of the tambaqui (*Colossoma macropomum*) in managed floodplain lakes in the Central Amazon. *Fisheries Management and Ecology*, 23(2):133-143
- Aronson J, Brancalion PHS, Durigan G, et al. (2011) What role should government regulation play in ecological restoration: ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, 19:690-695.
- Asquith NM, Vargas MT, Wunder S (2008) Selling two environmental services: In-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. *Ecological Economics*, 65:675-684.
- Azevedo-Santos VM, Fearnside PM, Oliveira CS, et al. (2017) Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26:1745-1752.
- Balvanera P, Uriarte M, Almeida-Leñero L, et al. (2012) Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. *Ecosystem Services*, 2:56-70.
- Barber CP, Cochrane MA, Souza Jr. CM, Laurance WF (2014) Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177:203-209.
- Barboza RSL, Rebelo GH, Barboza RSL, Pezzuti JCB (2013) Plano de manejo comunitário de jacarés na várzea do baixo rio Amazonas, Santarém - PA. *Biotemas*, 26(2):215-226.
- Barnett J, Tschakert P, Head L, Adger WN (2016) A science of loss. *Nature Climate Change*, 6(11):976-978.
- Barral P, Rey Benayas JM, Meli P, Maceira N (2015) Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: a global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 202:223-231.
- Batista F (2004) Governo que Aprende: Gestão do Conhecimento em Organizações do Executivo Federal. Texto para discussão nº 1022. IPEA, Brasília.
- BBOP (2012) No net loss and loss-gain calculations in biodiversity offsets. Resource Paper. Business and Biodiversity Offsets Programme, Washington, DC.
- Beck S, Mahony M (2018) The IPCC and the new map of science and politics. *WIREs Climate Change* 9(6):e547.
- Begossi A, May PH, Lopes PF, et al. (2011) Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: policy and technical strategies. *Ecological Economics*, 71:25-32.
- Benatti JH, McGrath DG, Oliveira ACM (2003) Políticas públicas e manejo comunitário de recursos naturais na Amazônia. *Ambiente & Sociedade*, 6(2):137-154.
- Bennett NJ, Blythe J, Tyler S, Ban NC (2015) Communities and change in the Anthropocene: understanding social-ecological vulnerability and planning adaptations to multiple interacting exposures. *Regional*

- Environmental Change, 16(4):907-926.
- Bernard E, Penna LAO, Araújo E (2014) Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conservation Biology*, 28(4):939-950.
- Biggs EM, Bruce E, Boruff B, *et al.* (2015) Sustainable development and the water-energy-food nexus: A perspective on livelihoods. *Environmental Science and Policy*, 54:389-397.
- Boden TA, Marland G, Andres RJ (2015) National CO2 Emissions from Fossil-Fuel Burning, Cement Manufacture, and Gas Flaring: 1751-2011, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy. doi: 10.3334/CDIAC/00001_V2015
- Bolund P, Hunhammar S (1999) Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29(2):293-301.
- Borrini-Feyerabend G, Dudley N, Jaeger T, *et al.* (2017) Governança de Áreas Protegidas: da Compreensão à Ação. Série Diretrizes para Melhores Práticas para Áreas Protegidas, No. 20. União Internacional para a Conservação da Natureza, Gland, Suíça, 124 p.
- Borrini-Feyerabend G, Kothari A, Oviedo G (2004) Indigenous and Local Communities and Protected Areas – Towards Equity and Enhanced Conservation: Guidance on policy and practice for co-managed areas and Community Conserved Areas. (Best Practice Protected Area Guidelines Series n.11 – Adrian Phillips, Series Editor). World Commission on Protected Areas (WCPA). IUCN, 139 p.
- Botero-Arias R, Marmontel M, Queiroz HL (2009) Projeto de manejo experimental de jacarés no estado do Amazonas: Abate de jacarés no Setor Jarauá – Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Dezembro de 2008. *Uakari* 5(2):49-58.
- Brançalion PHS, Garcia LC, Loyola R, Rodrigues RR, Pillar VD, Lewinsohn TM (2016) A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14(S1):1-15.
- Brançalion PHS, Viani RAG, Strassburg BBN, Rodrigues RR (2012) Finding the money for tropical forest restoration. *Unasylva*, 239:25-34.
- BRASIL (2017) Relatório Nacional Voluntário Sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Presidência da República do Brasil, 72 pp. Acesso em Jun/2017 https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/15801Brazil_Portuguese.pdf
- BRASIL (2015) Governo Federal. Tribunal de Contas da União (TCU), "Auditoria Coordenada em áreas protegidas da América Latina". Brasília.
- BRASIL (2013) Bolsa Verde: Erradicar a Extrema Pobreza e Conservar o Meio Ambiente. Brasília.
- BRASIL (2004) Estatuto da Cidade e Legislação Correlata (Lei no 10.257, de 10 de julho de 2001). Senado Federal, Brasília, DF, 2004. Acesso em Jul/2017 <http://www.geomatica.ufpr.br/portal/wp-content/uploads/2015/03/Estatuto-da-Cidade.pdf>
- Brondizio ES, Ostrom E, Young OR (2009) Connectivity and the governance of multilevel social-ecological systems: the role of social capital. *Annual Review of Environmental Resources*, 34:253-278.
- Bruner AG, Gullison RE, Rice RE, Fonseca GAB da (2001) Effectiveness of parks in protecting biodiversity. *Science*, 291:125-128.
- Bucheli MGA, Marinelli CE (2014) Custo-eficiência de programas de monitoramento participativo da biodiversidade: o caso do Probuca (Programa de Monitoramento da Biodiversidade e do Uso de Recursos Naturais em Unidades de Conservação Estaduais do Amazonas). *Biodiversidade Brasileira*, 4(1):47-68.
- Burney J, Cesano D, Russell J, *et al.* (2014) Climate change adaptation strategies for smallholder farmers in the Brazilian Sertão. *Climatic Change*, 126:45-59.
- Cabral PGF, Oncala AA, Gaivizzo LHB, Apoloni RC (2014) Programa Bolsa Verde: Erradicação da Extrema Pobreza e Conservação Ambiental. In: *O Brasil Sem Miséria*. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome. Brasília, DF, pp. 493-512.
- Cáceres DM, Silveti F, Díaz S (2016) The rocky path from policy-relevant science to policy implementation – a case study from the South American Chaco. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 19:57-66.
- Calaboni A, Tambosi LR, Igari AT, *et al.* (2018). The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society*, 23(4):7. doi: 10.5751/ES-10270-230407
- Calmon M, Brancalion PH, Paese A, *et al.* (2011) Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, 19(2):154-158.
- Campos AG, Chaves JV (2014) Seguro defeso: Diagnóstico dos problemas enfrentados pelo programa. *Textos para Discussão IPEA*, n. 1956, 75p.
- Campos-Silva JV, Peres CA (2017) Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Scientific Reports* 7, 40170. doi: 10.1038/srep40170
- Capellesso AJ, Cazella AA (2011) Pesca artesanal entre crise econômica e problemas socioambientais: estudo de caso nos municípios de Garopaba e Imbituba (SC). *Ambiente & Sociedade*, 19(2):15-33.
- Carneiro da Cunha M, Morim de Lima AG (2017) How Amazonian indigenous peoples contribute to biodiversity. In: *Knowing our Lands and Resources: Indigenous and Local Knowledge of Biodiversity and Ecosystem Services in the Americas* (Baptiste B, Pacheco D, Carneiro da Cunha M, Diaz S, eds.). *Knowledges of Nature* 11. UNESCO, Paris, pp. 63-81.
- Carranza T, Balmford A, Kapos V, Manica A (2014) Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: The Brazilian Cerrado. *Conservation Letters*, 7:216-223.
- Cash DW, Adger WN, Berkes F, *et al.* (2006) Scale and cross-scale dynamics: governance and information in a multilevel world. *Ecology and Society*, 11(2):8. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art8>
- Castello L, Viana JP, Watkins G, *et al.* (2009) Lessons from integrating fishers of Arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. *Environmental Management* 43:197-209.
- Castello L, McGrath D, Beck PSA (2011) Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research*, 110:356-364.
- Castro F de, Hogenboom B, Baud M (2016) Introduction: environment and society in contemporary Latin America. In: *Environmental Governance in Latin America* (Castro F de, Hogenboom B, Baud M, eds.). Palgrave MacMillan, Hampshire, United Kingdom, pp. 1-25.
- Castro F, McGrath D (2001) O manejo comunitário de lagos na Amazônia. *Parcerias Estratégicas*, 6(12):112-126.
- Castro PFD, Pisciotta KR (2012) Vocações e limitações das pesquisas nas unidades de conservação. In: *Gestão, Pesquisa e Conservação em Áreas Protegidas* (Lima GS, Bontempo G, Almeida M, Gonçalves W, eds.). Os Editores, Viçosa, MG, pp. 193-209.
- CEPAL (2007) Políticas sociales. La corrupción y la impunidad en el marco del desarrollo en América Latina y el Caribe: un enfoque centrado en derechos desde la perspectiva de las Naciones Unidas. CEPAL, Santiago de Chile.
- Chazdon RI (2008) Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services in degraded lands. *Science*, 320(5882):1458-1460.
- Clapp J (2015) Distant agricultural landscapes. *Sustainability Science*, 10:305-316.
- Clavet-Mir L, Corbera E, Martin A, *et al.* (2015) Payments for ecosystem services in the tropics: a closer look at effectiveness and equity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:150-162.
- CNM (2017) Guia para Integração dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável nos Municípios Brasileiros – Gestão 2017-2020. Confederação Nacional de Municípios, Brasília, 140 pp.
- CNUC (2018) Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Ministério de Meio Ambiente, Brasília, DF. Acesso em Out/2018 <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc.html>
- Coad L, Leverington F, Knights K, *et al.* (2015) Measuring impact of protected area management interventions: current and future use of the Global Database of Protected Area Management Effectiveness. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 370:20140281.
- Constantino PAL (2016) Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian indigenous lands. *Ecology and Society* 21(2), 3. doi: 10.5751/ES-08323-210203
- Constantino PAL, Fortini LB, Kaxinawa AP, *et al.* (2008) Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: The case of the Kaxinawa, Acre, Brazil. *Biological Conservation*, 141:1718-1729.
- Coralie C, Guillaume O, Claude N (2015) Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: a review. *Biological Conservation*, 192:492-503.
- Costanza R (2015) Ecosystem services in theory and practice. In: *Valuing Nature: Protected Areas and Ecosystem Services* (Figgis P, Mackey B, Fitzsimons J, *et al.*, eds.). Australian Committee for IUCN, Sydney, pp. 6-15
- Crouzeilles AR, Curran M, Ferreira MS, *et al.* (2016) Ecological drivers of forest restoration success: a global meta-analysis. *Nature Communications*, 7:1-8. doi: 10.1038/ncomms11666
- Crozier M (2008) Listening, learning, steering: new governance, communication and interactive policy formation. *Policy and Politics*, 36(1):3-9
- Cunha FAFS, Börner J, Wunder S, *et al.* (2016) The implementation costs of forest conservation policies in Brazil. *Ecological Economics*, 130:209-220
- Curran M, Hellweg S, Beck J (2014). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24(4):617-632
- Davidson LNK, Dulvy NK (2017) Global marine protected areas to prevent extinctions. *Nature Ecology and Evolution*, 1:0040. doi: 10.1038/s41559-016-0040
- Dechoum M, Giehl ELH, Sühs RB, *et al.* (2019) Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference? *Biological Invasions*, 21:175-188
- Despot-Belmonte K, Doudin M, Groom Q, *et al.* (2017) EU BON's contributions towards meeting Aichi Biodiversity Target 19. *Research Ideas and Outcomes*, 3:e14013. doi: 10.3897/rio.3.e14013
- Diegues AC (2008) Marine Protected Areas and Artisanal Fisheries in Brazil. *Samudra Monograph*. International Collective in Support of Fishworkers. Ed. Anil Menon, India, 68p.
- Dobrovolski R, Loyola R, Rattis L, *et al.* (2018) Science and democracy must orientate Brazil's path to sustainability. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16:121-124
- Dou Y, Silva RFB, Yang H, Liu J (2018) Spillover effect offsets the conservation effort in the Amazon. *Journal of Geographical Sciences*, 28(11):1715-1732
- Eitzel MV, Cappadonna JL, Santos-Lang C, *et al.* (2017) Citizen science terminology matters: Exploring key terms, *Citizen Science. Theory and Practice*, 2:1-20
- Eloy L, Coudel E, Toni F (2013) Implementando

- pagamentos por serviços ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. *Sustentabilidade em Debate*, 4(1):24-42
- Emperaire L (2017) Saberes tradicionais e diversidade das plantas cultivadas na Amazônia. In: *Knowing our Lands and Resources: Indigenous and Local Knowledge of Biodiversity and Ecosystem Services in the Americas* (Baptiste B, Pacheco D, Carneiro da Cunha M, Diaz S, eds.). *Knowledges of Nature 11*. UNESCO, Paris, pp. 41-62.
- Estrada-Carmona N, Hart AK, DeClerck FAJ, Harvey CA, Milder JC (2014) Integrated landscape management for agriculture, rural livelihoods, and ecosystem conservation: an assessment of experience from Latin America and the Caribbean. *Landscape and Urban Planning*, 129:1-11
- Ezzine-de-Blas D, Wunder S, Ruiz-Pérez M, Moreno-Sanchez RdP (2016) Global patterns in the implementation of payments for environmental services. *PLoS One*, 11(3):e0149847. doi: 10.1371/journal.pone.0149847
- Farinaci JS, Batistella M (2012) Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. *Revista Árvore* 36(4):695-705.
- Farinaci JS, Ruseva TB, Tucker CM, et al. (2014) Humans as agents of change in forest landscapes. In: *Forest landscapes and global change: challenges for research and management* (Azevedo J, Perera A, Pinto A, eds.). Springer, New York, pp. 75-105.
- Farinaci JS, Silva RFB, Vieira SA (2016) Transição florestal em São Paulo: Uma nova história para a Mata Atlântica? In: *Metamorfoses Florestais: Culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica brasileira* (Cabrál DC, Bustamante AG, eds.). Prismas, Curitiba, pp. 413-433.
- FBDS (2018) Repositório público de mapas e shapefiles para download. Acesso em Out/2018 http://www.fbds.org.br/article.php?id_article=594
- Fearnside PM (2003) Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas. *World Development*, 31(5):757-779.
- Ferrari LT, Carneiro JJ, Cardoso IM, et al. (2010) O caso da água que sobe: monitoramento participativo das águas em sistemas agroecológicos. *Agriculturas*, 7(3):30-35.
- Ferreira GB (2018) When the blanket is too short: Potential negative impacts of expanding indigenous land over a national park in a high priority area for conservation. *Land Use Policy*, 76:359-364.
- Ferro VG, Lemes P, Melo AS, Loyola R (2014) The reduced effectiveness of protected areas under climate change threats Atlantic Forest tiger moths. *PLoS One*, 9(9):e107792. doi: 10.1371/journal.pone.0107792
- Flammini A, Puri M, Pluschke L, Dubois L (2014) Walking the Nexus Talk: Assessing the Water-Energy-Food Nexus in the Context of the Sustainable Energy for All Initiative. FAO – Food and Agriculture Organization, Rome, 148 p. Acesso em Out/2018 <http://www.fao.org/3/a-i3959e.pdf>
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, et al. (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478:337-342.
- Foley P, McCay B (2014) Certifying the commons: eco-certification, privatization, and collective action. *Ecology and Society*, 19(2):28. doi: 10.5751/ES-06459-190228
- Folke C, Hahn T, Olsson P, Norberg J (2005) Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Reviews of Environmental Resources*, 30:441-73.
- Franks DM, Davis R, Bebbington AJ, et al. (2014) Conflict translates environmental and social risk into business costs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111:7576-7581.
- Frehse FA, Braga RR, Nocera GA, Vitule JRS (2016) Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biological Invasions*, 18:3713-3725
- Freitas DM, Tagliani RA (2009) The use of GIS for the integration of traditional and scientific knowledge in supporting artisanal fisheries management in southern Brazil. *Journal of Environmental Management*, 90:2071-2080
- Fung A, Wright EO (2001) Deepening democracy: Innovations in empowered participatory governance. *Politics and Society*, 29(1):5-41
- Garcia AS, Sawakuchi HO, Ferreira ME, Ballster MVR (2017) Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. *Journal of Environmental Management*, 187:16-23
- Garnett ST, Burgess ND, Fa JE, et al. (2018). A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, 1:369-374
- Garrett RD, Rueda X, Lambin EF (2013) Globalization's unexpected impact on soybean production in South America: linkages between preferences for non-genetically modified crops, eco-certifications, and land use. *Environmental Research Letters*, 8(4):44055
- Gebara MF, Agrawal A (2017) Beyond rewards and punishments in the Brazilian Amazon: Practical implications of the REDD+ discourse. *Forests*, 8:66. doi: 10.3390/f8030066
- GEFIEO (2015) Impact Evaluation of GEF Support to Protected Areas and Protected Area Systems: Highlights. Global Environmental Facility Independent Evaluation Office, Washington, DC.
- Gelcich S, Vargas C, Carreras MJ, et al. (2017) Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs. *Ambio*, 46(2):184-189
- Geldmann J, Barnes M, Coad L, et al. (2013) Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161:230-238
- Gerage JM, Meira APG, Silva MV da (2017) Food and nutrition security: pesticide residues in food. *Nutrire*, 42:3. doi: 10.1186/s41110-016-0028-4.
- Gerhardinger LC, Godoy EAS, Jones PJS, et al. (2011) Marine protected areas: The flaws of the Brazilian National System of Marine Protected Areas. *Environmental Management*, 47: 630-643
- Gibbs HK, Rausch L, Munger J, et al. (2015) Brazil's soy moratorium. *Science*, 347:377-378
- Giglio VJ, Pinheiro HT, Bender MG, et al. (2018) Large and remote marine protected areas in the South Atlantic Ocean are flawed and raise concerns: Comments on Soares and Lucas. *Marine Policy*, 96:13-17.
- Gómez-Baggethun E, Muradian R (2015) In markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance. *Ecological Economics*, 117:217-224.
- Gómez-Baggethun E, Ruiz-Pérez M (2011) Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, 35(5):613-628.
- Gonçalves B, Marques A, Soares AMVM, Pereira HM (2015) Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:61-67.
- Gonçalves LR (2018) Organizações regionais para o ordenamento pesqueiro: O poder ou a ciência? *Revista Carta Internacional*, 13(1):224-247.
- Graham J, Amos B, Plumptre T (2003) Principles for Good Governance in the 21st Century. Policy Brief n.15. Institute on Governance, Ottawa.
- Grima N, Singh SJ, Smetschka B, Ringhofer L (2016) Payment for ecosystem services (PES) in Latin America: analyzing the performance of 40 case studies. *Ecosystem Services*, 17: 24-32.
- GTSC (2018) Relatório Luz da Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável. Grupo de Trabalho da Sociedade Civil para Agenda 2030. Edição Gestos, Artigo 19, IDS. Acesso em Out/2018 https://brasilnaagenda2030.files.wordpress.com/2018/07/relatorio-sicc81ntese_final_download.pdf
- Guedes GR, VanWey LK, Hull JR, et al. (2014) Poverty dynamics, ecological endowments, and land use among smallholders in the Brazilian Amazon. *Social Science Research*, 43:74-91.
- Guimarães VMB (2014) Política nacional de gestão territorial e ambiental de terras indígenas (PNGATI): a busca pela autonomia ambiental e territorial das terras indígenas no Brasil. *Revista Direito Ambiental e Sociedade*, 4(1):157-177.
- Haas PM, Haas EB (1995) Improving international governance. *Global Governance*, 1:255-285.
- Handford CE, Elliott CT, Campbell K (2015) A review of the global pesticide legislation and the scale of challenge in reaching the global harmonization of food safety standards. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9999:1-12.
- Hoehne N, Kuramochi T, Warnecke C, et al. (2017) The Paris Agreement: resolving the inconsistency between global goals and national contributions. *Climate Policy*, 17:16-32.
- Hof AF, den Elzen MGJ, Admiraal A, et al. (2017) Global and regional abatement costs of Nationally Determined Contributions (NDCs) and of enhanced action to levels well below 2°C and 1.5°C. *Environmental Science & Policy*, 71:30-40
- Howlett M., McConnell A, Perl A (2016) Weaving the fabric of public policies: comparing and integrating contemporary frameworks for the study of policy processes. *Journal of Comparative Policy Analysis: Research and Practice*, 18(3):273-289.
- Hsu A, Alexandre N, Cohen S, et al. (2016) 2016 Environmental Performance Index. Yale University, New Haven. www.epi.yale.edu
- Hubeau M, Marchand F, Coteur I, et al. (2017) A new agri-food systems sustainability approach to identify shared transformation pathways towards sustainability. *Ecological Economics*, 131:52-63.
- IBGE (2011) Sinopse do Censo Demográfico 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. Acesso em Jul/2017 <http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>
- IPBES (2016) Information on work related to policy support tools and methodologies (deliverable 4 (c)) (IPBES/4/INF/14). Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Kuala Lumpur. http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/biodiversita/ipbes_3_5_advance.pdf
- IPEA (2018) Agenda 2030. ODS: Metas Nacionais dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Proposta de Adequação. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada Brasília, DF. 502 p. Acesso em Out/2018 http://www.ipea.gov.br/porta/images/stories/PDFs/livros/livros/180801_ods_metas_nac_dos_obj_de_desenv_susten_propos_de_adequa.pdf
- Isernhagen I, Moraes LFD, Engel VL (2017) The rise of the Brazilian Network for Ecological Restoration (REBRE): what Brazilian restorationists have learned from networking. *Restoration Ecology*, 25:172-177
- IUCN (2016) A global standard for the identification of Key Biodiversity Areas. International Union for the Conservation of Nature. <https://portals.iucn.org/library/node/46259>
- Jacobi PR (2006) Participação na gestão ambiental no Brasil: os comitês de bacias hidrográficas e o desafio do fortalecimento de espaços públicos colegiados. In: *Los Tormentos de La Materia: Aportes para una Ecología Política Latinoamericana*. Alimonda, H. (Ed). CLACSO, Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, Bue-

- nos Aires.
- Jacobi PR, Fracalanza AP (2005) Comitês de bacias hidrográficas no Brasil: desafios de fortalecimento da gestão compartilhada e participativa. *Desafio e Meio Ambiente*, 11(12):41-49
- Jenkins CN, Joppa L (2009) Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142:2166-2174
- Joly CA, Rodrigues RR, Metzger JP, et al. (2010) Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. *Science*, 328(5984):1358-1359
- Jones NF, Pejchar L, Kiesecker JM (2015) The energy footprint: how oil, natural gas, and wind energy affect land for biodiversity and the flow of ecosystem services. *BioScience*, 65:290-301
- Jørgensen D (2015) Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. *Ecology and Society*, 20(4). doi 10.5751/ES-08149-200443
- Joshi DK, Hughes BB, Sisk TD (2015) Improving governance for the post-2015 Sustainable Development Goals: scenario forecasting the next 50 years. *World Development*, 70:286-302
- Jung S, Rasmussen LV, Watkins C, et al. (2017) Brazil's national environmental registry of rural properties: Implications for livelihoods. *Ecological Economics*, 136:53-61
- Kalikoski DC, Seixas CS, Almudi T (2009) Gestão compartilhada e comunitária da pesca no Brasil: Avanços e desafios. *Ambiente e Sociedade*, 12(1):151-172
- Karam-Gemael M, Loyola R, Penha J, Izzo T (2018) Poor alignment of priorities between scientists and policymakers highlights the need for evidence-informed conservation in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(3):125-132
- Kasecker TP, Ramos-Neto MB, Silva JMC, Scarrano FR (2018). Ecosystem-based adaptation to climate change: defining hotspot municipalities for policy design and implementation in Brazil. *Mitigation and Adaptation Strategies to Global Change*, 23:981-993
- Kaufmann D (2015) La Corrupción importa. *Finanzas y Desarrollo* 20 - 23. Septiembre 2015.
- Kennedy CM, Hawthorne PL, Miteva DA, et al. (2016) Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. *Biological Conservation*, 204:221-230.
- Kern F, Howlett M (2009) Implementing transition management as policy reforms: a case study of the Dutch energy sector. *Policy Sciences*, 42 (4):391-408.
- Koury CG, Guimarães ER (2012) O desafio da gestão participativa, oportunidades, a experiência na RDS Uatumã. In: *Série Integração, Transformação e Desenvolvimento: Áreas Protegidas e Biodiversidade. Fundo Vale para o Desenvolvimento Sustentável*. Rio de Janeiro.
- Lambin EF, Meyfroidt P, Rueda X, et al. (2014) Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions. *Global Environmental Change*, 28:129-140.
- Langholz J (1996) Economics, objectives, and success of private nature reserves in Sub-Saharan Africa and Latin America. *Conservation Biology*, 10(1):271-280.
- Larigauderie A, Watson RT (2017) IPBES calls for peer review of its draft assessments. *Nature Ecology and Evolution*, 1:164. doi: 10.1038/s41559-017-0164.
- Larson AM (2003) Decentralisation and forest management in Latin America: towards a working model. *Public Administration and Development*, 23:211-226.
- Lemes P, Melo AS, Loyola R (2013) Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity Conservation*, 23:357-368.
- Lemos MC, Agrawal A (2006) Environmental governance. *Annual Review of Environmental Resources*, 31:297-325.
- Lenschow A, Newig J, Challies E (2015) Globalization's limits to the environmental state? Integrating telecoupling into global environmental governance. *Environmental Politics*, 25(1):136-159.
- Lima D, Pozzobon J (2005) Amazônia socio-ambiental. *Sustentabilidade ecológica e diversidade social. Estudos Avançados*, 19(54):45-76.
- Lima MGB, Visseren-Hamakers IJ, Braña-Varela J, Gupta A (2017) A reality check on the landscape approach to REDD+: Lessons from Latin America. *Forest Policy and Economics*, 78:10-20.
- Liu J, Dou Y, Batistella M, et al. (2018) Spillover systems in a telecoupled Anthropocene: typology, methods, and governance for global sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 33:58-69.
- Liu J, Calmon M, Clewell A, et al. (2017) South-south cooperation for large-scale ecological restoration. *Restoration Ecology*, 25:27-32.
- Liu J, Hull V, Batistella M, et al. (2013) Framing sustainability in a telecoupled world. *Ecology and Society*, 18(2):26. doi: 10.5751/ES-05873-180226
- Löfmarck E, Lidskog R (2017) Bumping against the boundary: IPBES and the knowledge divide. *Environmental Science and Policy*, 69:22-28.
- Lopes PFM, Villasante S (2018) Paying the price to solve fisheries conflicts in Brazil's Marine Protected Areas. *Marine Policy*, 93:1-8.
- Lopes PFM, Rosa EM, Salyvonchik S, et al. (2013) Suggestions for fixing top-down coastal fisheries management through participatory approaches. *Marine Policy*, 40:100-110.
- Lui GV, Coomes DA (2016) Tropical nature reserves are losing their buffer zones, but leakage is not to blame. *Environmental Research*, 147:580-589.
- Loyola R (2014) Brazil cannot risk its environmental leadership. *Diversity and Distributions*, 20:1365-1367.
- Loyola RD, Lemes P, Brum FT, et al. (2014) Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography*, 37:65-72.
- Loyola RD, Nabout JC, Trindade-Filho J, et al. (2012) Climate change might drive species into reserves: a case study of the American bullfrog in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot. *Alytes*, 29:61-74.
- Maccord PFL, Silvano RAM, Ramires MS, Begossi MC (2007) Dynamics of artisanal fisheries in two Brazilian Amazonian reserves: implications to co-management. *Hydrobiologia*, 583:365-376.
- Magrin GO, Marengo JA, Boulanger J-P, et al. (2014) Central and South America. In *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Barros VR, Field CB, Dokken DJ, et al., eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA, pp. 1499-1566.
- Magris RA, Pressey RL (2018) Marine protected areas: just for show? *Science*, 360:723-724.
- Magris RA, Barreto R (2010) Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(4):546-556.
- Magris RA, Mills M, Fuentes MPB, Pressey RL (2013) Analysis of progress towards a comprehensive system of marine protected areas in Brazil. *Natureza & Conservação*, 11(1):81-87.
- Malheiros TF, Philippi Jr. A, Coutinho SMV (2008) Agenda 21 Nacional e Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: contexto brasileiro. *Saúde e Sociedade*, 17:7-20.
- MapBiomas (2018) Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil. Acesso em Ago/2018 <http://mapbiomas.org>
- Masizana A, Oscar G, Okatch H, et al. (2014). A data mining process in an indigenous knowledge ethno medicinal database. *International Journal of Scientific & Technology Research*, 3(3):113-121.
- May P, Fernandes LS, Rodríguez Osuna V (2019) Evolution of public policies and local innovation in landscape conservation in Rio de Janeiro. In: *Strategies and tools for a sustainable Rio de Janeiro* (Nehren U, Schlueter S, Raedig C, et al., eds.). Springer, Cham, Switzerland, pp. 425-441.
- May PH, Bernasconi P, Wunder S, Lubowski R (2015) Environmental reserve quotas in Brazil's new forest legislation: An ex ante appraisal. *Occasional Paper 131*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- McDermott CL, Irland LC, Pacheco P (2015) Forest certification and legality initiatives in the Brazilian Amazon: Lessons for effective and equitable forest governance. *Forest Policy and Economics*, 50:134-142.
- McGinnis MD, Ostrom E (2014) Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2):30. doi: 10.5751/ES-06387-190230
- McGrath DG, Castello L, Almeida OT, Estupiñán GMB (2015) Market formalization, governance, and the integration of community fisheries in the Brazilian Amazon. *Society & Natural Resources*, 28(5):513-529.
- McGrath DG, Castro F, Fudemma C, et al. (1993) Fisheries and the evolution of resource management on the Lower Amazon Floodplain. *Human Ecology*, 21(2):167-198.
- Medeiros R, Young CEF (2011) Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo. UNEP-WCMC, Brasília, 44 p.
- Milder JC, Hart AK, Dobie P, et al. (2014) Integrated landscape initiatives for African agriculture, development, and conservation: A region-wide assessment. *World Development* 68:68-80.
- Mittermeier R, Baião PC, Barrera L, et al. (2010) O protagonismo do Brasil no histórico acordo global de proteção à biodiversidade. *Natureza & Conservação*, 8:197-200.
- MMA (2017) Estratégia e Plano de Ação Nacionais para a Biodiversidade - EPANB: 2016-2020. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF. Acesso em Ago/2018 http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80049/EPANB/EPANB_PORT.pdf
- MMA (2016a). Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília
- MMA (2016b). Brasil: 5º relatório nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica / Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas; Coordenador Carlos Alberto de Mattos Scaramuzza. Brasília.
- MMA (2005) Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca: PAN-Brasil. Acesso em Out/2018 http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_desertif/_arquivos/pan_brasil_portugues.pdf
- Moilanen A, Laitila J (2016) Indirect leakage leads to a failure of avoided loss biodiversity offsetting. *Journal of Applied Ecology*, 53:106-111
- Montana J (2017) Accommodating consensus and diversity in environmental knowledge production: Achieving closure through typologies in IPBES. *Environmental Science and Policy*, 68:20-27
- Moran D, Kanemoto K (2017) Identifying species threat hotspots from global supply chains. *Nature Ecology and Evolution*, 1:0023. doi: 10.1038/s41559-016-0023
- Morton DC, Noojipady P, Macedo MM, et al. (2016) Reevaluating suitability estimates based on dynamics of cropland expansion in the Brazilian Amazon. *Global Environmental Change*, 37:92-101
- MRE (2014) Negociações da Agenda de Desenvolvimento Pós-2015: Elementos Orientadores da Posição Brasileira. Ministério de Relações Exteriores. Acesso em Mai/2017

- vos-de-desenvolvimento-sustentavel-ods
Murcia C, Guariguata MR, Andrade Á, *et al.* (2016) Challenges and prospects for scaling-up ecological restoration to meet international commitments: Colombia as a case study. *Conservation Letters* 9(3):213-220. doi: 10.1111/conl.12199.
- Nagendra H, Ostrom E (2012) Polycentric governance of forest resources. *International Journal of the Commons*, 6:104-133.
- Newig J, Challies E, Jager NW, *et al.* (2017) The environmental performance of participatory and collaborative governance: a framework of causal mechanisms. *Policy Studies Journal*, 46(2):269-297
- Newton P, Nichols ES, Endo W, Peres C (2012) Consequences of actor level livelihood heterogeneity for additionality in a tropical forest payment for environmental services programme with an undifferentiated reward structure. *Global Environmental Change*, 22:127-136
- Nogueira EM, Yanai AM, Vasconcelos SS de, *et al.* (2018) Carbon stocks and losses to deforestation in protected areas in Brazilian Amazonia. *Regional Environmental Change*, 18:261-270
- Nolte C, Agrawal A, Barreto P (2013a) Setting priorities to avoid deforestation in Amazon protected areas: are we choosing the right indicators? *Environmental Research Letters*, 8. doi: 10.1088/1748-9326/8/1/015039
- Nolte C, Agrawal A, Silvius KM, Soares-Filho BS (2013b). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(13):4956-4961
- Ochieng RM, Visseren-Hamakers IJ, Arts B, *et al.* (2016) Institutional effectiveness of REDD+ MRV: Countries progress in implementing technical guidelines and good governance. *Environmental Science & Policy*, 61:42-52.
- OECD (2016) Active with Latin America and the Caribbean. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, France. <http://www.oecd.org/globalrelations/Active-with-Latin-America-and-the-Caribbean.pdf>
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, *et al.* (2017) Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, 7: 9141. doi:10.1038/s41598-017-08707-2.
- Ortiz MJ (2011) Aichi Biodiversity Targets on direct and indirect drivers of biodiversity loss. *Environmental Law Review*, 13(2):100-106.
- Ostrom E (2007) A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(39):15181-15187.
- Ostrom E (2010a) Polycentric systems for coping with collective action and global environmental change *Global Environmental Change*, 20:550-557.
- Ostrom E (2010b) Beyond markets and states: polycentric governance of complex economic systems. *American Economic Review*, 100:1-33
- Ostrom E, Cox M (2010) Moving beyond panaceas: a multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis. *Environmental Conservation*, 37(4):451-463.
- Ostrom, E., Janssen, M.A., Anderies, J.M. (2007) Going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(39):15176-15178
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, *et al.* (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, 21:1455-1460
- Ozturk I (2015) Sustainability in the food-energy-water nexus: Evidence from BRICS (Brazil, the Russian Federation, India, China, and South Africa) countries. *Energy* 93:999-1010.
- Pagiola S, von Glehn HC, Taffarello D (2013) Experiências do Brasil em Pagamentos por Serviços Ambientais. In: *Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil* (Pagiola S, von Glehn HC, Taffarello D, eds.). Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, pp. 321-337.
- Palmer MA, Ruhl JB (2015) Aligning restoration science and the law to sustain ecological infrastructure for the future. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(9):512-519
- Pearce W, Mahony M, Raman S (2018) Science advice for global challenges: learning from trade-offs in the IPCC. *Environmental Science and Policy*, 80:125-131
- Pereira SNC (2010) Payment for environmental services in the Amazon Forest: How can conservation and development be reconciled? *Journal of Environment & Development*, 19(2):171-190
- Pérez-Ramírez A, Castrejón M, Gutiérrez NL, Defeo O (2016) The Marine Stewardship Council certification in Latin America and the Caribbean: A review of experiences, potentials and pitfalls. *Fisheries Research*, 182:50-58
- Pfaff A, Robalino J, Sandoval C, Herrera D (2015) Protected area types, strategies and impacts in Brazil's Amazon: public protected area strategies do not yield a consistent ranking of protected area types by impact. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 370: 20140273. doi: 10.1098/rstb.2014.0273
- Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, *et al.* (2001) Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32:127-157
- Pinho PF, Patenaude G, Ometto JP, *et al.* (2014) Ecosystem protection and poverty alleviation in the tropics: perspective from a historical evolution of policy-making in the Brazilian Amazon. *Ecosystem Services*, 8:97-109.
- Pinto LFG, Hajjar R, Newton P, *et al.* (2016) Transitioning to more sustainable, low-emissions agriculture in Brazil. *InfoNote, CGIAR, CCAFS*, p.7
- Pinto SR, Melo F, Tabarelli M, *et al.* (2014) Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: the case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Forests*, 5:2212-2229
- Pires APF, Rezende CL, Assad ED, *et al.* (2017) Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15:187-193.
- PNB (2002). Política Nacional de Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente, Decreto 4.339 de 22 de agosto de 2002.
- Polisar J, de Thoisy B, Rumiz DI, *et al.* (2017) Using certified timber extraction to benefit jaguar and ecosystem conservation. *Ambio*, 46:588-603.
- Porter AJ, Kuhn TR, Nerlich B (2018). Organizing authority in the climate change debate: IPCC controversies and the management of dialectical tensions. *Organization Studies*, 39(7):873-898
- Porto MFA, Porto RLL (2008) Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos Avançados*, 22(63):43-60
- Prates APL (2003) Atlas dos Recifes de Coral nas Unidades de Conservação Brasileiras. 1. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, v. 1. 177p.
- Prates APL, Irving MA (2015) Conservação da biodiversidade e políticas públicas para as áreas protegidas no Brasil: desafios e tendências da origem da CDB às metas de Aichi. *Revista Brasileira de Políticas Públicas*, 5(1):28-58.
- Pressey RL, Visconti P, Ferraro PJ (2015) Making parks make a difference: poor alignment of policy, planning and management with protected-area impact, and ways forward. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 370: 20140280.
- PRONABIO (1994) Programa Nacional de Diversidade Biológica. Decreto 1.354 de 29 de dezembro de 1994.
- Queiroz HL (2005) A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados* 19(54):183-203.
- Queiroz HL (2004) A pesquisa científica em Mamirauá: instrumento de consolidação do manejo participativo e da conservação da biodiversidade. In: *Terras Indígenas e Unidades de Conservação da Natureza: O Desafio das Sobreposições* (Instituto Socio Ambiental, ed.). São Paulo, SP.
- Queiroz HL, Peralta N (2006) Reserva de Desenvolvimento Sustentável: Manejo integrado dos recursos naturais e gestão participativa. In: *Dimensões Humanas da Biodiversidade*. [Garay I, Becker B, eds]. UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 447-476.
- Quétier F, Lavorel S (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144:2991-2999
- Radomsky GFW, Leal OF (2015) Ecolabeling as a sustainability strategy for smallholder farming? The emergence of participatory certification systems in Brazil. *Journal of Sustainable Development*, 8(6):196-207
- Rainey HJ, Pollard EHB, Dutson G, *et al.* (2015) A review of corporate goals of no net loss and net positive impact on biodiversity. *Oryx*, 49:232-238
- Reale R, Magro TC, Ribas LC (2018) Measurement and analyses of biodiversity conservation actions of corporations listed in the Brazilian stock exchange's corporate sustainability index. *Journal of Cleaner Production*, 170:14-24
- Reale R, Ribas LC, Borsato R, *et al.* (2016) The LIFE certification methodology as a diagnostic tool of the environmental management system of the automotive industry. *Environmental Science & Policy*, 57:101-111
- Reis EG, D'Incao F (2000) The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. *Ocean and Coastal Management*, 43:585-595
- Rezende CL, Fraga JS, Sessa JC, *et al.* (2018) Land use policy as a driver for climate change adaptation: A case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. *Land Use Policy*, 72:563-569.
- Ribeiro BR, Sales LP, De Marco P, Loyola R (2016) Assessing Mammal Exposure to Climate Change in the Brazilian Amazon. *PLoS One*, 11:e0165073.
- Ribeiro-Duthie AC, Domingos LMB, Oliveira MF, Araujo PC, Alamino RCJ, Silva RSV, Ribeiro-Duthie JM, Castilhos ZC (2017) Sustainable development opportunities within corporate social responsibility practices from LSM to ASM in the gold mining industry. *Mineral Economics*, 30:141-152.
- Ricciardi A, Blackburn TM, Carlton JT, *et al.* (2017) Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 32:464-474.
- Ring I, Schröter-Schlaack C (2011) Instrument Mixes for Biodiversity Policies, Helmholtz Centre for Environmental Research.
- Ring I, Sandström C, Acar S, *et al.* (2018) Options for governance and decision-making across scales and sectors. In: *IPBES: The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia* (Rounsevell M, Fischer M, TorreMarin Rando A, Mader A, eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem services, Bonn, Germany.
- Rocha JM, Terán AF (2017) O projeto Manejo de Quelônios Amazônicos "Pé de Pincha" e sua contribuição na educação científica em duas comunidades ribeirinhas do assentamento agrícola "Vila Amazônia", Parintins - AM. *Revista Amazônica de Ensino de Ciências*, 4(6):57-70
- Rode J, Gómez-Baggethun E, Krause T (2015) Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. *Ecological Economics*, 117:270-282
- Rodrigues RR, Lima RA, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Bra-

- zilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6):1242-1251
- Rogelj J, den Elzen M, Höhne N, *et al.* (2016) Paris Agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2°C. *Nature*, 534:631-639
- Rudorff BFT, Adami M, Aguiar DA, *et al.* (2011) The Soy Moratorium in the Amazon Biome monitored by remote sensing images. *Remote Sensing*, 3:185-202
- Sá JCM, Lal R, Cerri CC, *et al.* (2017) Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environment International*, 98:102-112
- Salas S, Chuenpagdee R, Seijo JC, Charles A (2007) Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries Research*, 87:5-16
- Santos CT (2011) Manejo e uso sustentável do jacarétinga (*Caiman crocodilus*) por ribeirinhos: um estudo avaliativo. *Dissertação de Mestrado em Ciências da Saúde, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, PUC-GO, Goiânia*, 64 p.
- Santos PR, Gugliano AA (2015) Efetividade das políticas participativas no governo brasileiro: o Conselho de Desenvolvimento Econômico e Social. *Revista de Sociologia e Política*, 23:3-19
- Sarkki S, Niemelä J, Tinch R, *et al.* (2014) Balancing credibility, relevance and legitimacy: A critical assessment of trade-offs in science-policy interfaces. *Science and Public Policy*, 41:194-206
- Sarkki S, Tinch R, Niemelä J, *et al.* (2015) Adding 'iterativity' to the credibility, relevance, legitimacy: A novel scheme to highlight dynamic aspects of science-policy interfaces. *Environmental Science and Policy*, 54:505-512
- Scarano FR (2017) Ecosystem-based adaptation to climate change: concept, scalability and a role for conservation science. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15:65-73
- Scarano FR, Ceotto P (2015) Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity Conservation*, 24:2319-2331
- Scarano FR, Garcia K, Diaz-de-Leon A, *et al.* (2018) Chapter 6: Options for governance and decision-making across scales and sectors. In *IPBES: The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for the Americas* (Rice J, Seixas CS, Zaccagnini ME, *et al.*, eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 616-693.
- Scarano FR, Bozelli RL, Dias ATC, *et al.* (2019) Twenty-five years of restoration of an igapó forest in Central Amazonia, Brazil. In: *Igapó (Black-water Flooded Forests) of the Amazon Basin* (Myster RW, ed.). Springer Nature, Cham, Switzerland, pp. 279-294.
- Scarano FR, Guimarães AL, Silva JMC (2012) Rio+20: Lead by example. *Nature*, 486:25-26
- Scarano FR, Martinelli G (2010) Brazilian list of threatened plant species: reconciling scientific uncertainty and political decision-making. *Natureza & Conservação*, 8(1):13-18
- Schafer AG, Reis EG (2008) Artisanal fishing areas and traditional ecological knowledge: the case study of the artisanal fisheries of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Marine Policy*, 32:283-292
- Schmitt A, Turatti MCM, Carvalho MCP (2002) A atualização do conceito de quilombo: Identidade e território nas definições teóricas. *Ambiente & Sociedade*, 5(10):1-6
- Schmitz H, Mota DM, Pereira JAG (2013) Pescadores artesanais e seguro defeso: reflexões sobre processos de constituição de identidades numa comunidade ribeirinha da Amazônia. *Amazônica - Revista de Antropologia*, 5(1):116-139
- Schöngart J, Queiroz HL (2010) Traditional timber harvesting in the Central Amazonian Floodplains. In: *Amazonian Floodplain Forests - Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management* (Junk WJ, Piedade MTF, Wittmann F, *et al.*, eds.). *Ecological Studies*, Vol. 20, Springer, New York, 630p.
- Seixas CS, Kalikoski DC, Almudi T, *et al.* (2011) Gestão compartilhada do uso de recursos pesqueiros no Brasil: Elementos para um programa nacional. *Ambiente e Sociedade*, 19(1):23-44
- Semeia (2015) Auditoria em Áreas Protegidas da América Latina - Resumo Técnico. 8p.
- Seto KC, Güneralp B, Hutyra LR (2012) Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40):16083-16088
- Shimabukuro YE, Santos JR, Formaggio AR, *et al.* (2012) The Brazilian Amazon Monitoring Program: PRODES and DETER projects. In: *Global Forest Monitoring from Earth Observation* (Achard F, Hansen MC, eds.), CRC Press, New York, pp. 153-169.
- Silva JMC, Wheeler E (2017) Ecosystems as infrastructure. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15:32-35
- Silva RFB, Batistella M, Moran EF, Lu D (2017) Land changes fostering Atlantic Forest transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer*, 69(1):80-93
- Silva RFB, Rodrigues MDA, Vieira SA, *et al.* (2017) Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural-urban systems. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15:74-81
- Silvano RAM, Hallwass G, Lopes PF, *et al.* (2014) Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. *Ecosystems*, 17:271-285
- Silvertown J (2009) A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9):467-471
- Smith WS, Junior VDM, Castellari RR (2016) O papel do município na conservação da biodiversidade. *Revista de Biologia Neotropical*, 13(2):285-299
- Soares MO, Lucas CC (2018) Towards large and remote protected areas in the South Atlantic Ocean: St. Peter and St. Paul's Archipelago and the Vitória-Trindade Seamount Chain. *Marine Policy*, 93:101-103.
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, *et al.* (2014) Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344:363-364.
- Soares-Filho B, Rajão R, Merry F, *et al.* (2016). Brazil's market for trading forest certificates. *PLoS One*, 11:e0152311. doi: 10.1371/journal.pone.0152311
- Southgate D, Haab T, Lundine J, Rodríguez F (2009) Payments for environmental services and rural livelihood strategies in Ecuador and Guatemala. *Environment and Development Economics*, 15:21-37.
- Souza PR, Queiroz HL (2008) A participação dos aruanãs (*Osteoglossum bicirrhosum*) nos ilícitos registrados pelo sistema de fiscalização da Reserva Mamirauá. In: *Biologia, Conservação e Manejo dos Aruanãs na Amazônia Brasileira*. IDSM. Tefé, 152 p.
- Soysal M, Bloemhof-Ruwaard JM, van der Vorst JGAJ (2014) Modelling food logistics networks with emission considerations: The case of an international beef supply chain. *International Journal of Production Economics*, 152:57-70.
- Spangenberg JH (2011) Sustainability science: a review, an analysis and some empirical lessons. *Environmental Conservation*, 38:275-287.
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, *et al.* (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1:0099. doi: 10.1038/s41559-017-0099
- Strassburg BBN, Latawiec AE, Barioni LG, *et al.* (2014a) When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, 28:84-97.
- Strassburg BBN, Latawiec AE, Creed A (2014b) Biophysical suitability, economic pressure and land-cover change: a global probabilistic approach and insights for REDD+. *Sustainability Science* 9(2):129-141.
- Sustainable Development Knowledge Platform (2017) 2017 National Voluntary Reviews at the High-level Political Forum, Executive Summary Brazil. Acesso em Mai/2017 <https://sustainabledevelopment.un.org/memberstates/brazil>
- Tabarelli M, Pinto LP, Silva JMC, *et al.* (2005) Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1(1):132-138
- Taylor C, Balmford A, Buchanan GM, *et al.* (2017). Global coverage of agricultural sustainability standards, and their role in conserving biodiversity. *Conservation Letters*, 10(5):610-618
- Telino-Júnior WR, Lyra-Neves RM, Nascimento JLX (2010) Biologia e composição da avifauna em uma Reserva Particular do Patrimônio Natural da caatinga paraibana. *Ornithologia*, 1(1): 49-58
- Temper L, del Bene D, Martinez-Alier J (2015) Mapping the frontiers and front lines of global environmental justice: the EJAtlas. *Journal of Political Ecology*, 22:255-278
- Tesfaw AT, Pfaff A, Kronera REG, *et al.* (2018) Land-use and land-cover change shape the sustainability and impacts of protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201716462. doi: 10.1073/pnas.1716462115
- Timpte M, Montana J, Reuter K, *et al.* (2017) Engaging diverse experts in a global environmental assessment: participation in the first work programme of IPBES and opportunities for improvement. *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 31(sup1):S15-S37
- Tucker CM (2010) Learning on governance in forest ecosystems: Lessons from recent research. *International Journal of the Commons*, 4(2):687-706
- UICN, WWF-BRASIL, IPÊ (2011). *Metas de Aichi: Situação atual no Brasil*. Ronaldo Weigand Jr; Danielle Calandino da Silva; Daniela de Oliveira e Silva. UICN, WWF-Brasil, IPÊ. Brasília, DF.
- UNCCD (2018). *About the Convention*. Acesso em Out/2018 <https://www.unccd.int/convention/about-convention>
- UNEP-WCMC & IUCN (2016) *Protected Planet Report 2016*. UNEP-WCMC e IUCN. Cambridge, UK and Gland, Switzerland.
- UN-HABITAT (2016) *World Cities Report 2016, Urbanization and Development: Emerging Futures*. Nairobi: 2016. Acesso em Jul/2017 <http://wcr.unhabitat.org/wp-content/uploads/2017/02/WCR-2016-Full-Report.pdf>
- Valentim RPF, Trindade ZA (2011) Modernidade e comunidades tradicionais: memória, identidade e transmissão em território quilombola. *Psicologia Política*, 11(22):295-308.
- VanWey LK, Richards PD (2014) Eco-certification and greening the Brazilian soy and corn supply chains. *Environmental Research Letters*, 9(3):31002. doi: 10.1088/1748-9326/9/3/031002.
- Verdade LM (2004) A exploração da fauna silvestre no Brasil: jacarés, sistemas e recursos humanos. *Biota Neotropica*, 4(2):BN02804022004
- Verissimo A, Alves YLB, Costa MP, *et al.* (2002). *Payment for environmental services: Brazil*. Report. FORD, PRISMA. 82p.
- Viana VM (2008) *Bolsa Floresta (Forest Conservation Allowance): an innovative mechanism to promote health in traditional communities in the Amazon*. *Estudos Avançados*, 22(64):143-153.
- Viana V, Tezza J, Solidade V, *et al.* (2012) *Impactos do Programa Bolsa Floresta: uma avaliação preliminar*. *Inclusão Social*, 6(1):201-218.
- Vieira RRS, Ribeiro BR, Resende FM, *et al.* (2018) Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. *Diversity and Distributions*, 24:434-438.

- Vilar MB, Bustamante J, Ruiz M (2012) Produtores de Água e Floresta, Rio Claro, Rio de Janeiro. In: Bacia Hidrográfica dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim (Tubbs Filho D, Antunes JCO, Vettorazzi JS, eds.). Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro, pp. 273-292.
- Villarroya A, Barros AC, Kiesecker J (2014) Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. *PLoS One*, 9(9):e107144.
- Wadt LHO, Santos LMH, Bentes MPM, Oliveira VB, eds. (2017) *Produtos Florestais não-Madeireiros: Guia Metodológico da Rede Kamukaia*. Embrapa, Brasília, DF, 133p.
- Walker R (2012) The scale of forest transition: Amazonia and the Atlantic forests of Brazil. *Applied Geography*, 32:12-20
- WEF (2017) *Commodities and Forests Agenda 2020: Ten priorities to remove tropical deforestation from commodity supply chains*. World Economic Forum, Geneva. https://www.tfa2020.org/wp-content/uploads/2017/09/TFA2020_CommoditiesandForestsAgenda2020_Sept2017.pdf
- Weichselgartner J, Kasperson R (2010) Barriers in the science-policy-practice interface: Toward a knowledge-action-system in global environmental change research. *Global Environmental Change*, 20:266-277
- Wolosin M, Breiffeller J, Schaap B (2016) The geography of REDD+ finance: Deforestation, Emissions, and the Targeting of Forest Conservation Finance. *Forest Trends*. 36p.
- Wünscher T, Engel S, Wunder S (2008) Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. *Ecological Economics*, 65:822-833
- Young CEF, Bakker LB de (2014) Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Natureza & Conservação*, 12(1):71-78
- Zanella MA, Schleyer C, Speelman S (2014) Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An assessment of PES water scheme participation in Brazil. *Ecological Economics*, 105:66-176.
- Zanella MA, Milhorange C (2016) Cerrado meets savannah, family farmers meet peasants: The political economy of Brazil's agricultural cooperation with Mozambique. *Food Policy*, 58:70-81
- Zenni RD, Ziller SR, Pauchard A, *et al.* (2017) Invasion science in the developing world: A response to Ricciardi *et al.* *Trends in Ecology and Evolution*, 32:07-808



1º DIAGNÓSTICO BRASILEIRO DE BIODIVERSIDADE & SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

AUTORES (por ordem alfabética)

Aldicir Scariot

Empresa Brasileira de Pesquisa
Agropecuária/EMBRAPA

Alex Bager

Universidade Federal de Lavras/UFLA

Alexander Turra

Universidade de São Paulo/USP

Aliny F. P. Pires

Universidade Estadual do Rio de
Janeiro/UERJ

Alisson Flávio Barbieri

Universidade Federal de Minas Gerais/
UFMG

Ana Carolina Carnaval

University of New York

Ana Gabriela Morim de Lima

Universidade de São Paulo/USP

Ana Carolina de O. Neves

Universidade Federal de Minas Gerais/
UFMG

Andrea Larissa Boesing

Universidade de São Paulo/USP

Angelo Antonio Agostinho

Universidade Estadual de Maringá/
UEM

Antonio C. Marques

Universidade de São Paulo/USP

Antônio Saraiva

Universidade de São Paulo/USP

Aryanne G. Amaral

Instituto Internacional de Educação do
Brasil/IEB

Bernardo B. N. Strassburg

Instituto Internacional para
Sustentabilidade/IIS
Pontifícia Universidade Católica do Rio
de Janeiro/PUC Rio

Braúlio Dias

Universidade de Brasília/UnB

Camila O. F. de O. Cervone

Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Carlos A. Joly

Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Carlos Eduardo Viveiros Grelle

Universidade Federal do Rio de
Janeiro/UFRJ

Celso José Monteiro Filho

Instituto Brasileiro de Geografia e
Estatística/IBGE

Celso von Randow

Instituto Nacional de Pesquisas
Espaciais/INPE

Cristiana S. Seixas

Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Cristina Adams

Universidade de São Paulo/USP

Daniel Caixeta Andrade

Universidade Federal de Uberlândia/
UFU

David M. Lapola

Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Debora P. Drucker

Empresa Brasileira de Pesquisa
Agropecuária/EMBRAPA

Donald Rolfe Sawyer

Universidade de Brasília/UnB
Instituto Sociedade, População e
Natureza

Eduardo Dalcin

Jardim Botânico do Rio de Janeiro/
JBRJ

Fabio R. Scarano

Universidade Federal do Rio de
Janeiro/UFRJ

Fabrizio Beggiano Baccaro

Universidade Federal do Amazonas/
UFAM

Felipe Melo

Universidade Federal de Pernambuco/
UFPE

Francisco D. R. Sousa

Universidade de Brasília/UnB

Geraldo W. Fernandes
Universidade Federal de Minas Gerais/
UFMG

Gerd Sparovek
Universidade de São Paulo/USP

Gerhard E. Overbeck
Universidade Federal do Rio Grande do
Sul/UFRGS

Giovana Mira de Espindola
Universidade Federal do Piauí/UFPI

Graciela Tejada
Instituto Nacional de Pesquisas
Espaciais/INPE

Helder Lima de Queiroz
Instituto de Desenvolvimento
Sustentável Mamirauá

Helen Michelle de Jesus Affe
Jardim Botânico do Rio de Janeiro/
JBRJ

Heloisa S. Miranda
Universidade de Brasília/UnB

Ima C. G. Vieira
Museu Paraense Emílio Goeldi

Jean Paul Metzger
Universidade de São Paulo/USP

Jean Pierre Ometto
Instituto Nacional de Pesquisas
Espaciais/INPE

Jochen Schongart
Instituto Nacional de Pesquisas da
Amazônia/INPA

José Maurício B. Quintão
Universidade de Brasília/UnB

José Sabino
Universidade Anhanguera/Uniderp

Júlia Alves de Menezes
Escola Nacional de Saúde Pública/
Fiocruz

Juliana Sampaio Farinaci
Instituto Nacional de Pesquisas
Espaciais/INPE

Laure Emperaire
Institut de Recherche pour le
Développement, França

Leandra R. Gonçalves
Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Luciana de Resende Londe
Centro Nacional de Monitoramento
e Alertas de Desastres Naturais/
CEMADEN

Luciano Jorge Serejo dos Anjos
Universidade Estadual Paulista/
UNESP

Luciano Paganucci de Queiroz
Universidade Estadual de Feira de
Santana/UEFS

Ludivine E. C. Pereira
Centre National de la Recherche
Scientifique, UMR ART-DEV

Luiz Antônio Martinelli
Universidade de São Paulo/USP

Luiz Carlos Gomes
Universidade Estadual de Maringá/
UEM

Luiza Gondim
Jardim Botânico do Rio de Janeiro/
JBRJ

Maíra C. G. Padgurschi
Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Margarete Naomi Sato
Universidade de Brasília/UnB

Manuela Carneiro da Cunha
Universidade de São Paulo/USP

Maria Teresa F. Piedade
Instituto Nacional de Pesquisa da
Amazônia/INPA

Mariana Moncassim Vale
Universidade Federal do Rio de
Janeiro/UFRJ

Marina P. Landeiro
Jardim Botânico do Rio de Janeiro/
JBRJ

Marinez Ferreira Siqueira
Jardim Botânico do Rio de Janeiro/
JBRJ

**Mercedes Maria da Cunha
Bustamante**
Universidade de Brasília/UnB

Michely F. S. de Aquino
Universidade de Brasília/UnB

Mireia Valle
Basque Centre for Climate Change/
BC3

Nathan Vogt
Universidade do Vale do Paraíba/
UNIVAP

Paula F. Drummond de Castro
Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Peter May
Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro/UFRRJ

Peter Toledo
Instituto Nacional de Pesquisas
Espaciais/INPE

Phillip Fearnside
Instituto Nacional de Pesquisa da
Amazônia/INPA

Rachel B. Prado
Empresa Brasileira de Pesquisa
Agropecuária/EMBRAPA

Rafael D. Loyola
Universidade Federal de Goiás/UFG
Fundação Brasileira para o
Desenvolvimento Sustentável/FBDS

Ricardo R. Rodrigues
Universidade de São Paulo/USP

Rodrigo Kerr
Universidade Federal do Rio Grande/
FURG

Sandra M. F. O. Azevedo
Universidade Federal do Rio de
Janeiro/UFRJ

Sidinei Magela Thomaz
Universidade Estadual de Maringá/
UEM

Simone A. Vieira
Universidade Estadual de Campinas/
UNICAMP

Tatiana Maria Gadda
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná/ UFTPR

Thais Pimenta de Almeida
Universidade Federal do Rio de
Janeiro/UFRJ

Tomas Ferreira Domingues
Universidade de São Paulo/USP

Ulisses E. C. Confalonieri
Fundação Oswaldo Cruz

Vânia R. Pivello
Universidade de São Paulo/USP

Vera Lucia Imperatriz-Fonseca
Instituto Tecnológico Vale

Vinicius F. Farjalla
Universidade Federal do Rio de
Janeiro/UFRJ

REVISORES (por ordem alfabética)

Cristina Adams
Universidade de São Paulo/USP

Gabriela B. Nardoto
Universidade de Brasília/UnB

José Maria Cardoso da Silva
University of Miami

Juliana Sampaio Farinaci
Instituto Nacional de Pesquisas
Espaciais/INPE

Laure Emperaire
Institut de Recherche pour le
Développement, França

Luciano M. Verdade
Universidade de São Paulo/USP

Ludivine E. C. Pereira
Centre National de la Recherche
Scientifique, UMR ART-DEV

Manuela Carneiro da Cunha
Universidade de São Paulo/USP

Márcia C. Marques
Universidade Federal do Paraná/UFPR

Paulo de Marco Jr.
Universidade Federal de Goiás/UFG

Roberto Brandão Cavalcanti
Universidade de Brasília/UnB

COORDENAÇÃO EXECUTIVA

Maíra C. G. Padgurschi

REVISÃO EXTERNA

Gabriela Nardoto, José Maria C. da Silva, Luciano Verdade, Márcia C. Marques, Paulo de Marco Jr. e Roberto B. Cavalcanti

REVISÃO DE CONHECIMENTOS INDÍGENAS, TRADICIONAIS E LOCAIS

Cristina Adams, Juliana S. Farinaci, Laure Empeaire, Ludivine Eloy C. Pereira, Manuela Carneiro da Cunha

COORDENAÇÃO EDITORIAL

Maíra C. G. Padgurschi, Aliny P. F. Pires, Paula Drummond de Castro, Isabela de Lima Santos

EDIÇÃO E REVISÃO DE TEXTO

Isabela de Lima Santos

PROJETO GRÁFICO

Lúcia Nemer e Martuse Fornaciari

FOTOGRAFIAS

José Sabino/Natureza em foco (www.naturezaemfoco.com.br)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

1º Diagnóstico brasileiro de biodiversidade & serviços ecossistêmicos
[livro eletrônico]. --
São Carlos, SP : Editora Cubo, 2019.
10 Mb; PDF

"BPBES Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos."
Vários autores.
Vários colaboradores.
Bibliografia.
ISBN 978-85-60064-88-5

1. Biodiversidade 2. Conservação da natureza 3. Conservação dos recursos naturais 4. Ecossistemas 5. Meio ambiente 6. Política ambiental.

19-29158

CDD-577.681

Índices para catálogo sistemático:

1. Biodiversidade e ecossistemas : Aspectos ambientais : Ecologia : Ciências da vida 577.681

Maria Alice Ferreira - Bibliotecária - CRB-8/7964

SUGESTÃO DE CITAÇÃO

Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Editora Cubo, São Carlos pp.351.

<https://doi.org/10.4322/978-85-60064-88-5>

PARA MAIS INFORMAÇÕES, FAVOR CONTATAR

Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Rua Charles Darwin s/n • Cidade Universitária Zeferino Vaz • Campinas, São Paulo • (19) 3521-6168 • contato@bpbes.net.br • www.bpbes.net.br



Rua Charles Darwin s/n • Cidade Universitária "Zeferino Vaz" • Campinas - SP • +5519 3521-6168

APOIO



PARCEIROS



ISBN 9788560064885



9 788560 064885