



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 agrosilvopastoris, 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.

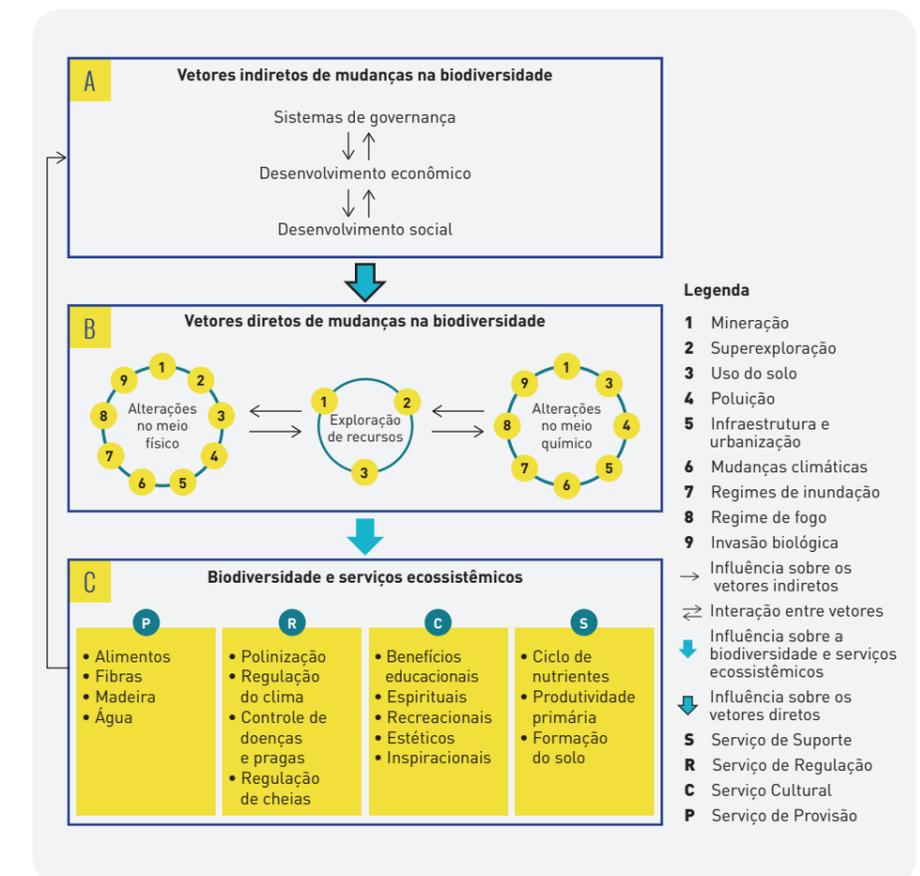


Figura 3.1. Vetores diretos e indiretos de degradação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos. O contexto sociopolítico em que a sociedade está amparada é um dos pilares dos vetores indiretos de degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (A), incluindo os sistemas de governança e o desenvolvimento socioeconômico de uma nação, que regem a tomada de decisão e, consequentemente, 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.

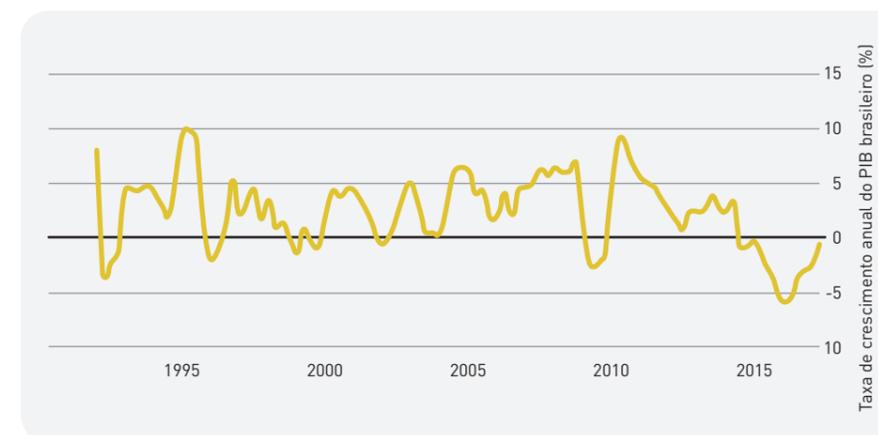


Figura 3.3. Taxa de crescimento anual do PIB brasileiro, em % ao ano, de 1990 a 2017. Abaixo da linha 0, a taxa é negativa (IBGE).

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).

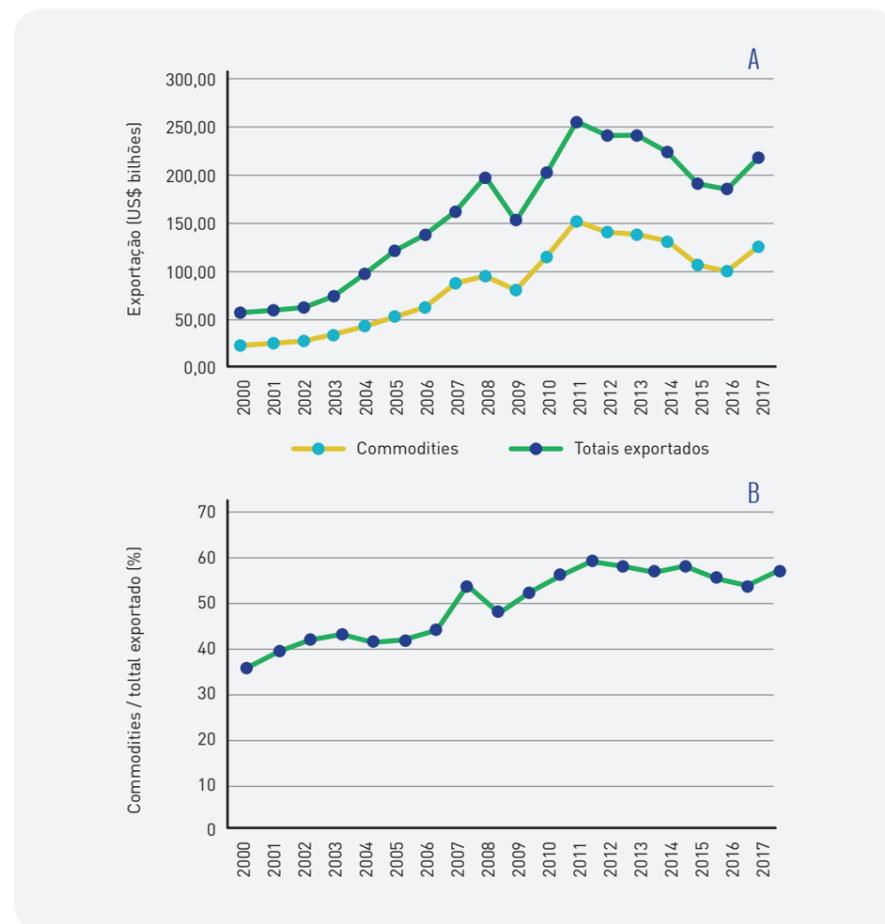


Figura 3.4. (A) Valores (US\$ bilhões FOB) anuais da exportação brasileira para total de produtos exportados e principais commodities. (B) Participação (em %) das principais commodities em relação ao total de produtos exportados. Dados obtidos do Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços/MDIC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

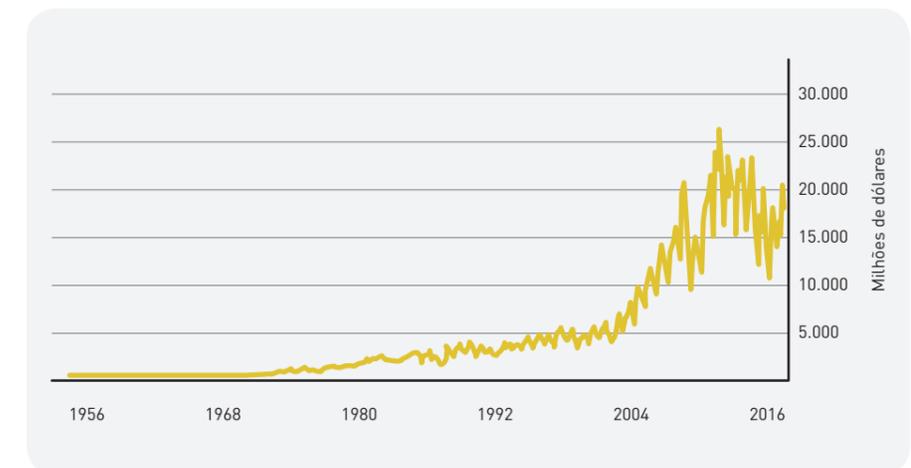


Figura 3.5. Valor das exportações totais do Brasil entre 1954 e 2017 em milhões de USD. Dados obtidos do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior/MDIC.

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.

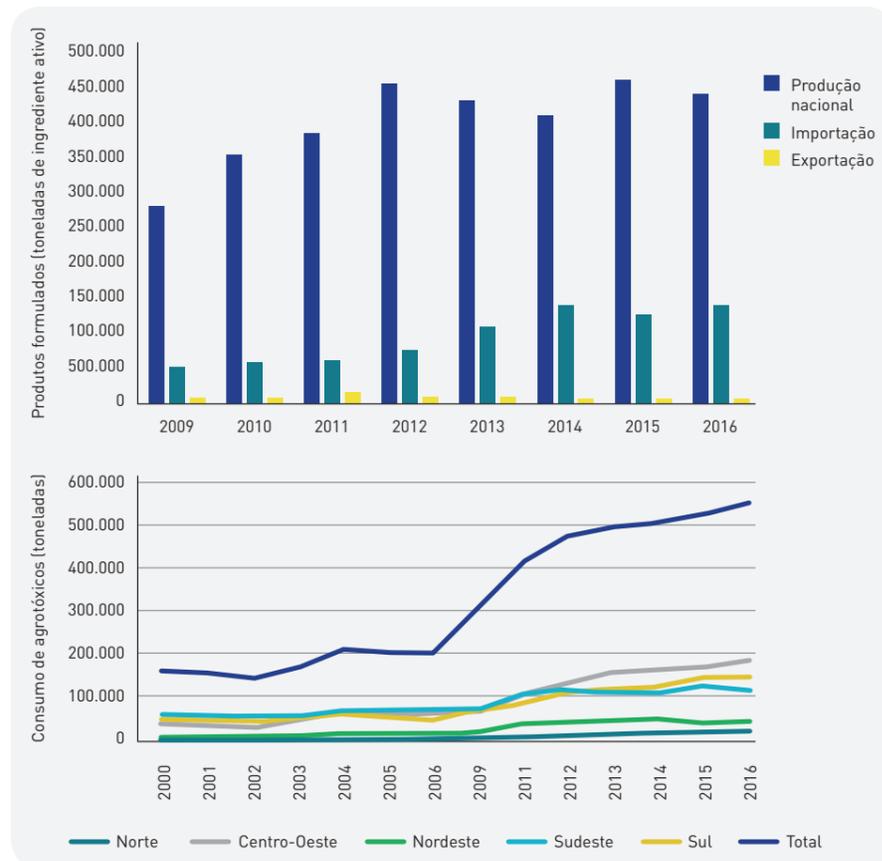


Figura 3.6. (A) Série temporal com valores de produção nacional, importação e exportação de produtos formulados (agrotóxicos) em toneladas. (B) Consumo nacional total e por regiões brasileiras de ingredientes ativos de agrotóxicos. Dados obtidos do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos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

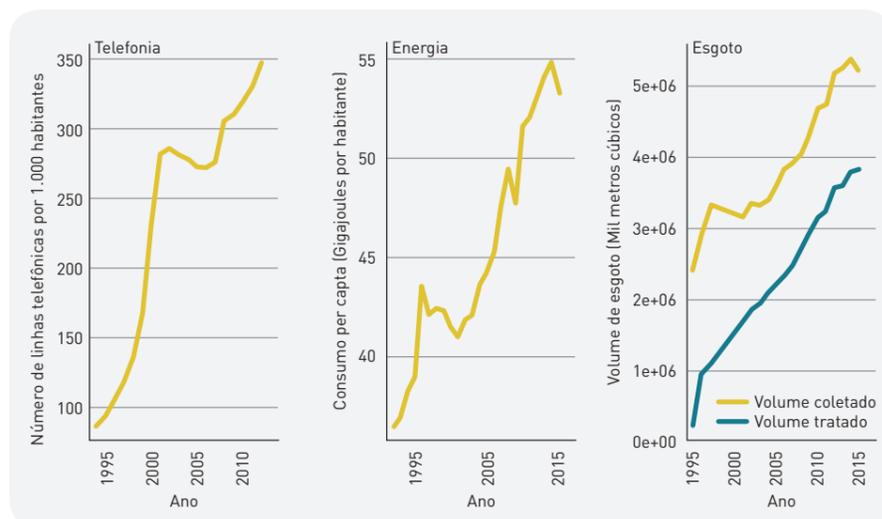


Figura 3.7. Aumento do consumo de recursos naturais e energéticos ao longo do tempo no Brasil. Dados obtidos do Sistema IBGE de Recuperação Automática/Sidra (2018). Disponível em: www.sidra.gov.br

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).

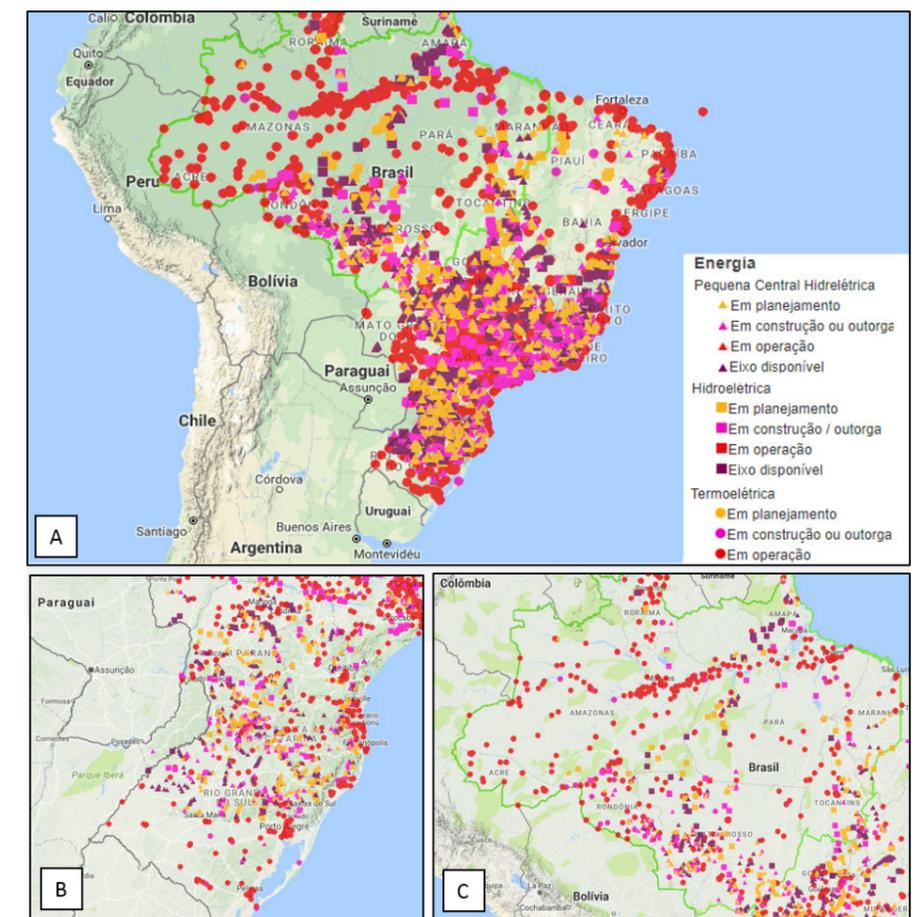


Figura 3.8. Distribuição, em nível nacional, de pequenas centrais hidrelétricas, hidrelétricas e termoeletricas (A). Um enfoque para melhor visualização é dado para as regiões Sul (B) e Norte (C) do Brasil. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/mapa>

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

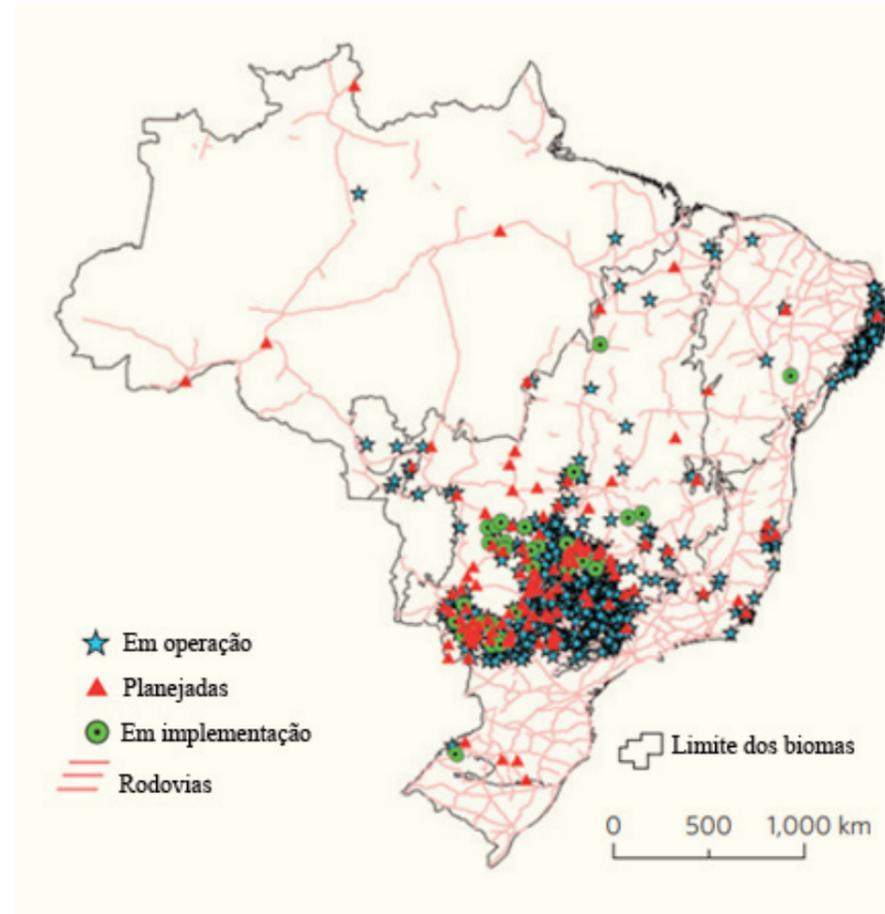


Figura 3.9. Usinas de biocombustível (etanol) implantadas e planejadas no Brasil. Fonte: Lapola D M *et al.* (2014). Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, 4:27-35.

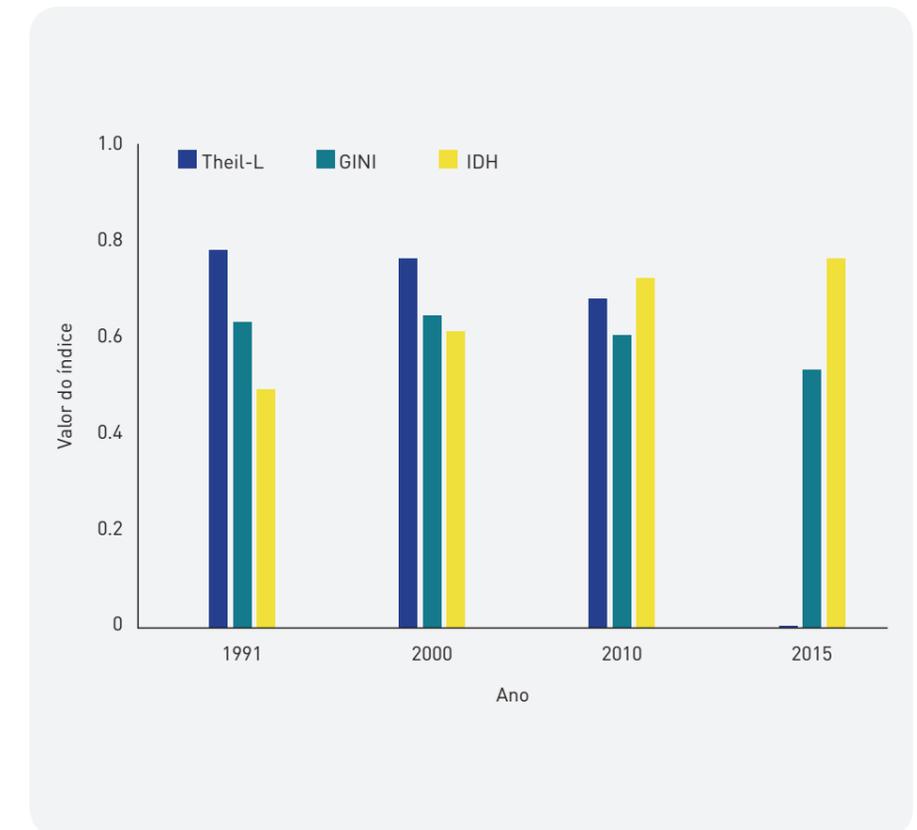


Figura 3.10. Variação temporal dos índices de desenvolvimento humano (IDH), e dos índices que elen- cam a desigualdade social (GINI e Theil-L) no Brasil entre os anos de 1991 e 2015. Dados obtidos do Relatório do Desenvolvimento Humano/Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD 2016). Disponível 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 seca 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.

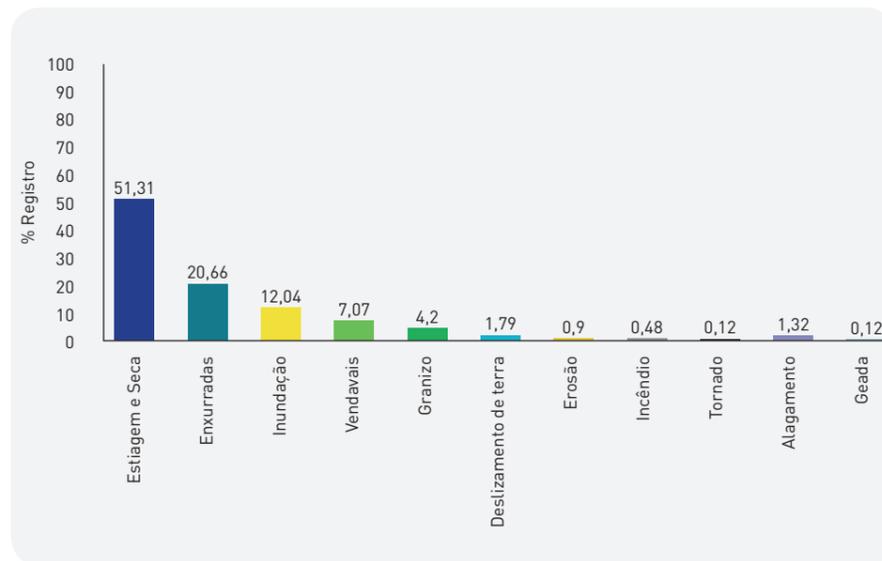


Figura 3.11. Desastres naturais documentados no Brasil entre 1991 e 2012. Dados obtidos do Centro de Estudos e Pesquisas em Engenharia e Defesa Civil/CEPED (2013).

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.

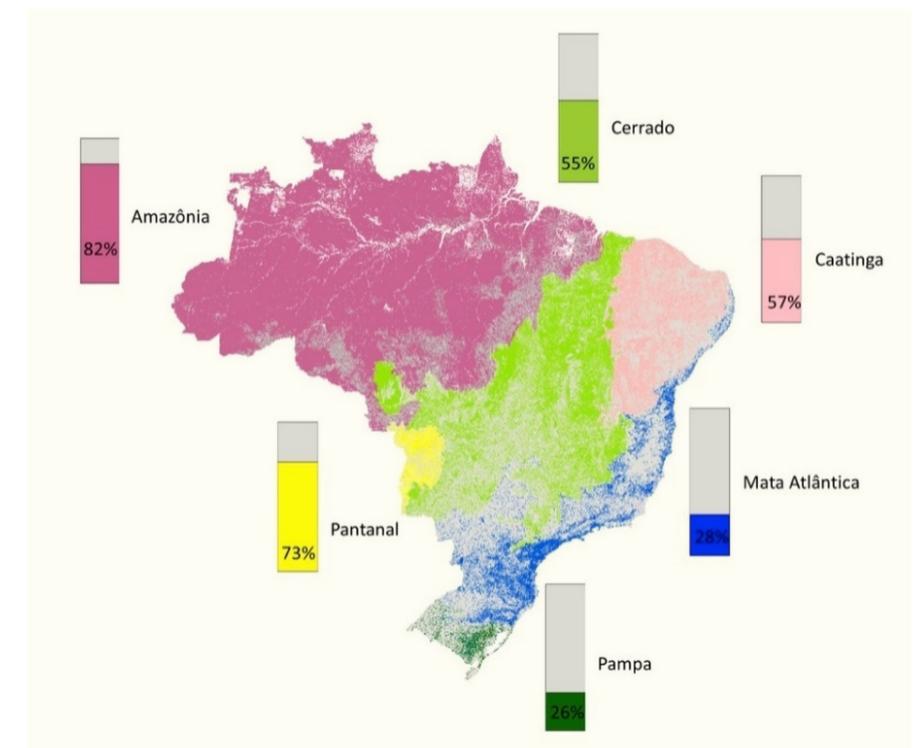


Figura 3.12. Vegetação remanescente nos diferentes biomas brasileiros. Dados obtidos da rede MapBiomas. Acesso em: Nov/2017. Disponível em: <http://mapbiomas.org>.

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.

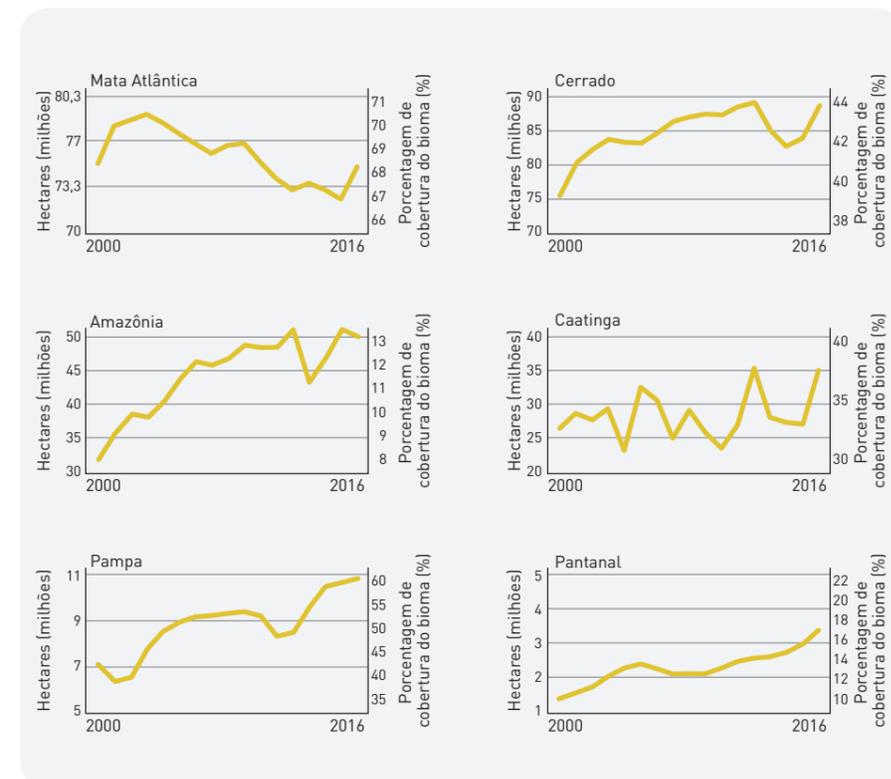


Figura 3.13. Extensão da área agropecuária nos últimos 16 anos para os biomas brasileiros. Dados obtidos da rede MapBiomas. Acesso em: Nov/2017. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>.

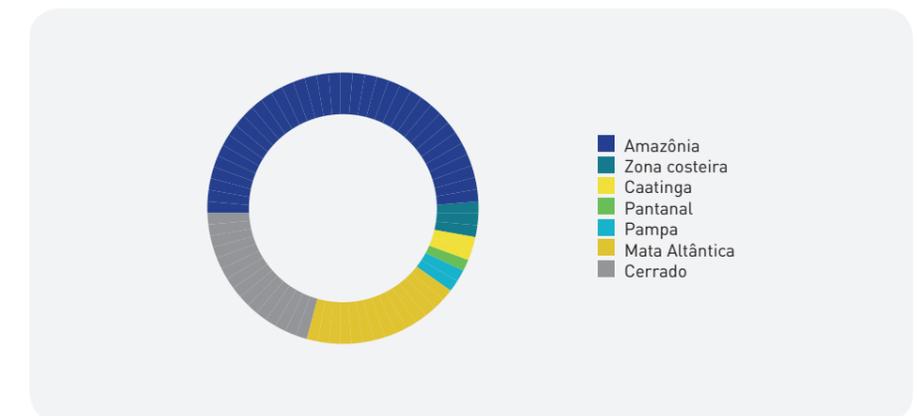


Figura 3.14. Distribuição espacial dos estudos avaliando os efeitos das mudanças no uso da terra sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Dados obtidos do *Web of Knowledge* (<https://apps.webofknowledge.com>) considerando os anos 2000-2016, em duas janelas temporais: 2000 a 2011, selecionando 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.

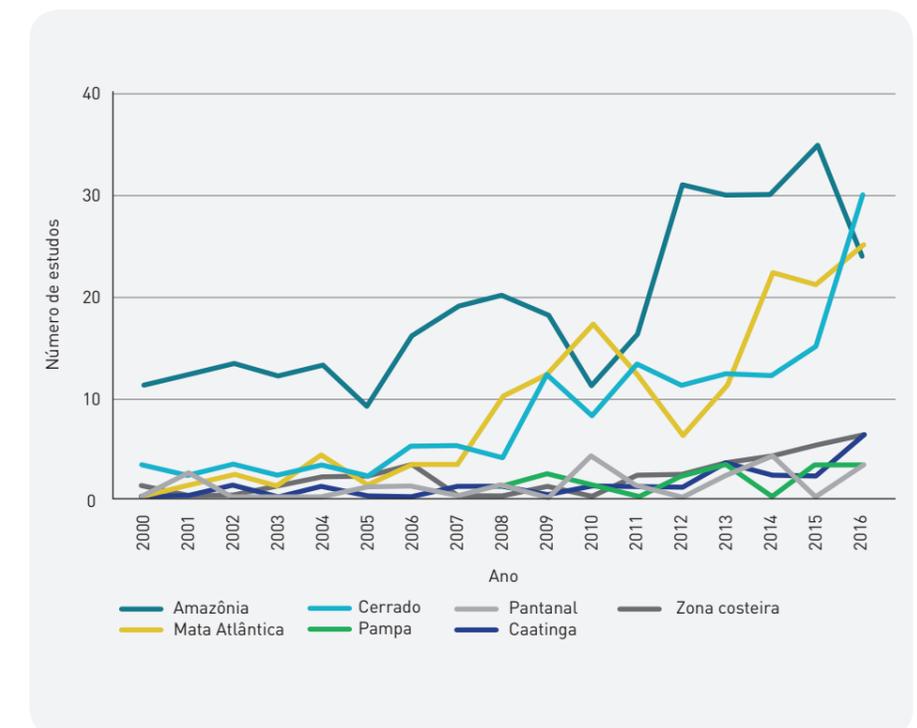


Figura 3.15. Distribuição temporal dos estudos avaliando os impactos das mudanças no uso da terra sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no Brasil. Dados obtidos do *Web of Knowledge* (<https://apps.webofknowledge.com>) considerando os anos 2000-2016, em duas janelas temporais: 2000 a 2011, 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).

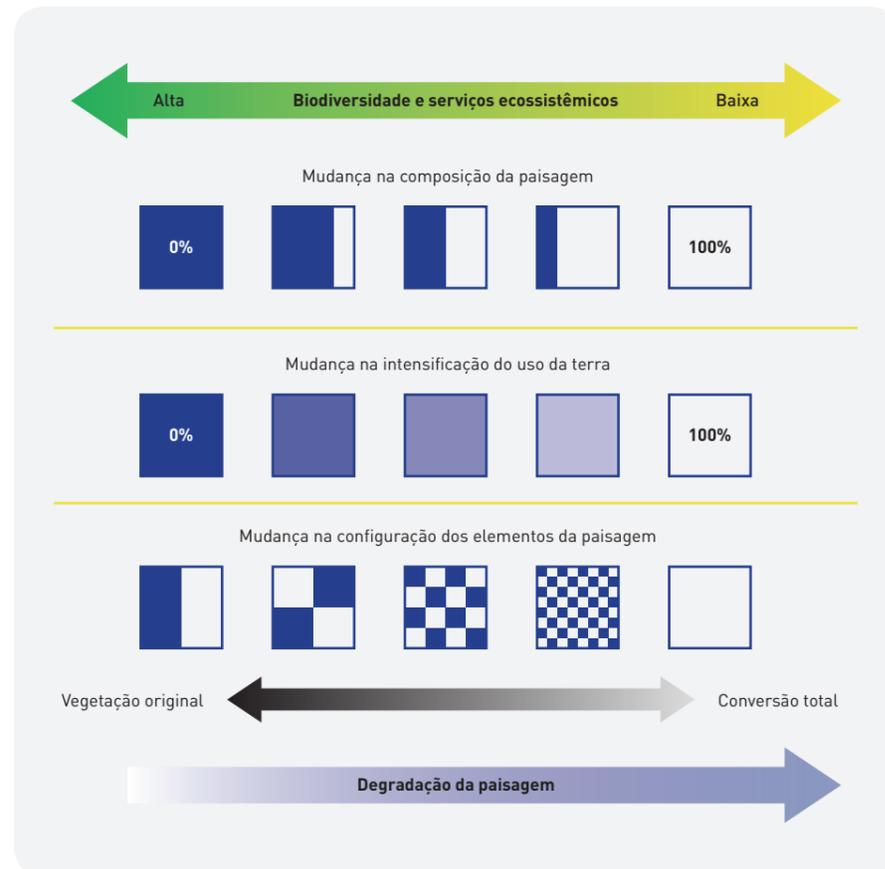


Figura 3.16. Representação esquemática da relação entre a degradação da paisagem, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. A intensificação da degradação da paisagem ocorre por meio da mudança em três elementos da paisagem: a composição (uso da terra), a intensificação do uso da terra, e a configuração 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 arraias (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).

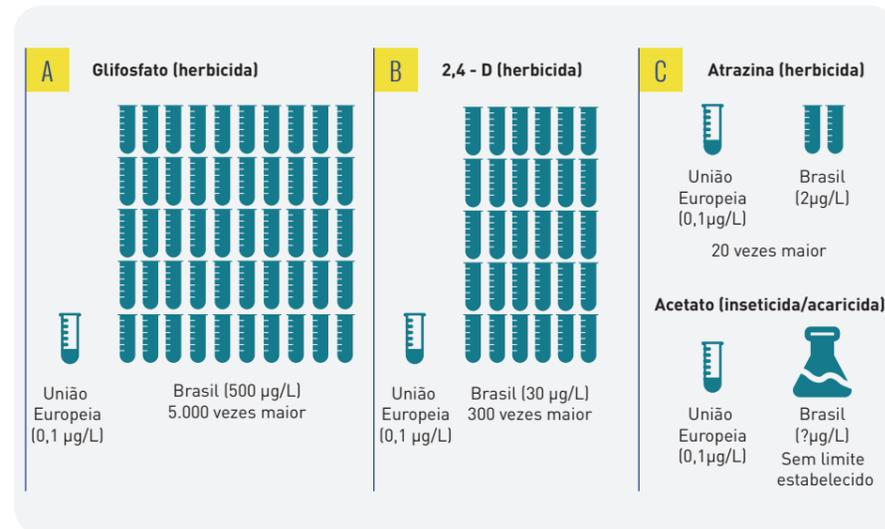


Figura 3.18. Brasil e União Europeia, limite máximo de resíduos (µg/L) permitidos em água potável. A) Glifosato, o agrotóxico mais vendido no Brasil; B) 2,4-D é o segundo agrotóxico mais vendido no país e C) Acetato e Atrazina ocupam, respectivamente, o 3º e o 7º lugar na lista dos agrotóxicos mais vendidos 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 tributilestanho (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.

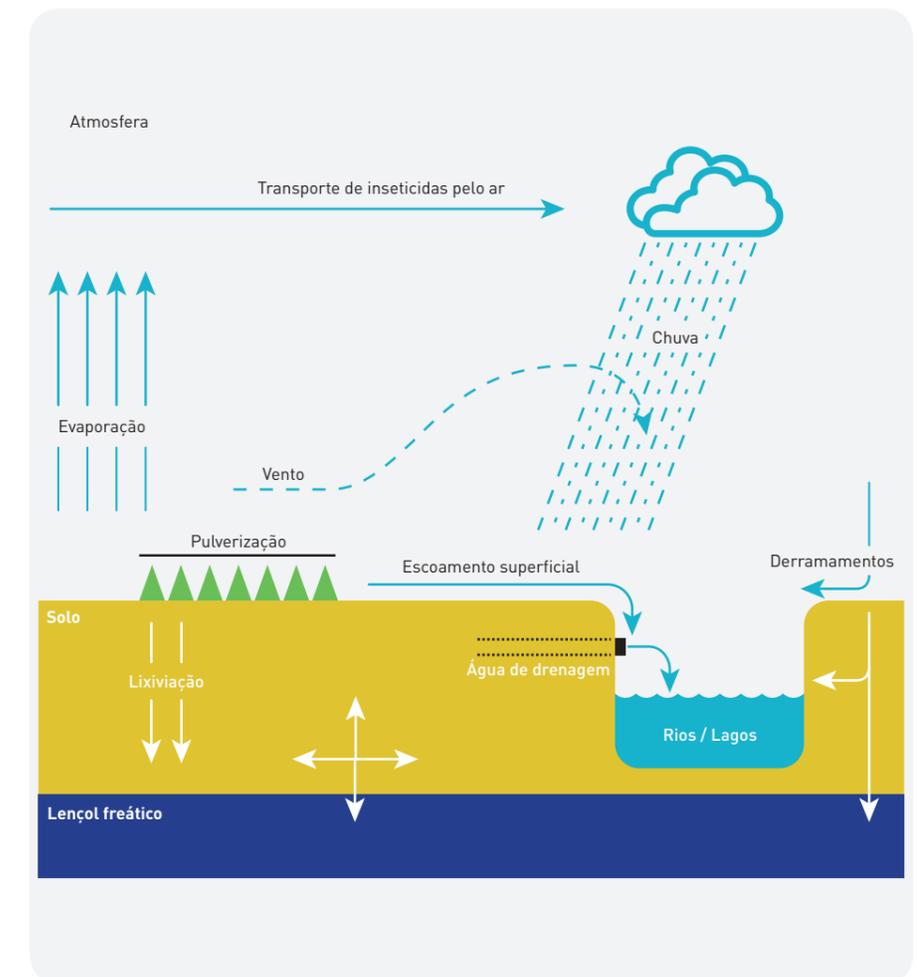


Figura 3.19. Trajetórias de um pesticida aplicado a uma cultura, englobando os compartimentos aquático, terrestre e atmosférico [Adaptado de Swedish University of Agricultural Sciences. Disponível em: <https://www.slu.se/en/Collaborative-Centres-and-Projects/centre-for-chemical-pesticides-ckb1/information-about-pesticides-in-the-environment-/pesticide-spread-in-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 & Rosenberg, 2008).



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

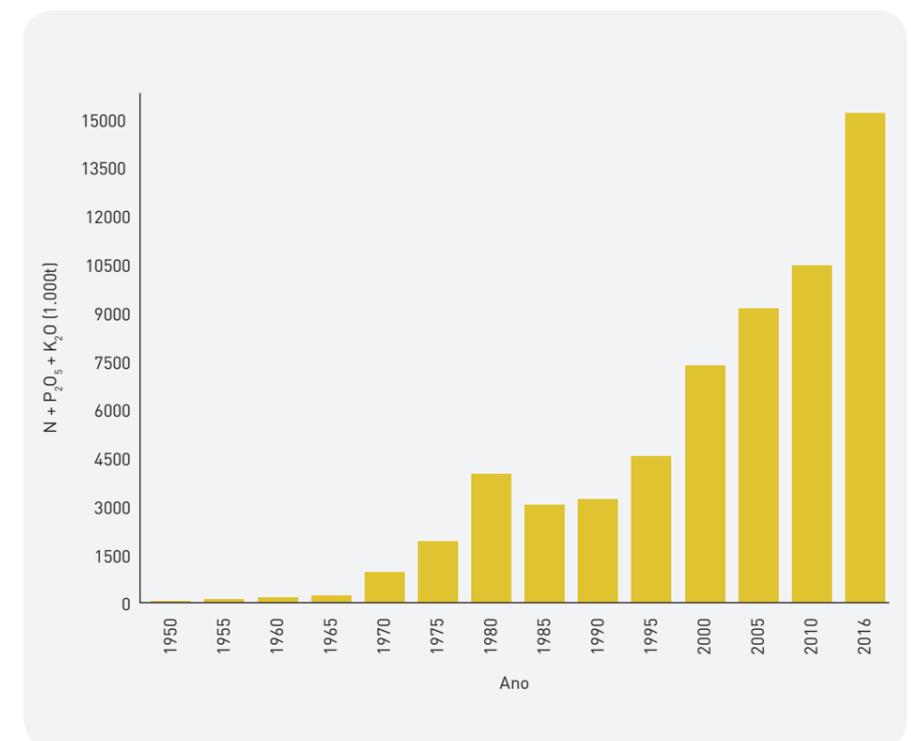


Figura 3.21. Evolução do consumo aparente de N, P, K e Total de NPK no Brasil. Dados obtidos do *International Plant Nutrition Institute/IPNI* (2018). Disponível em: <http://brasil.ipni.net>

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.

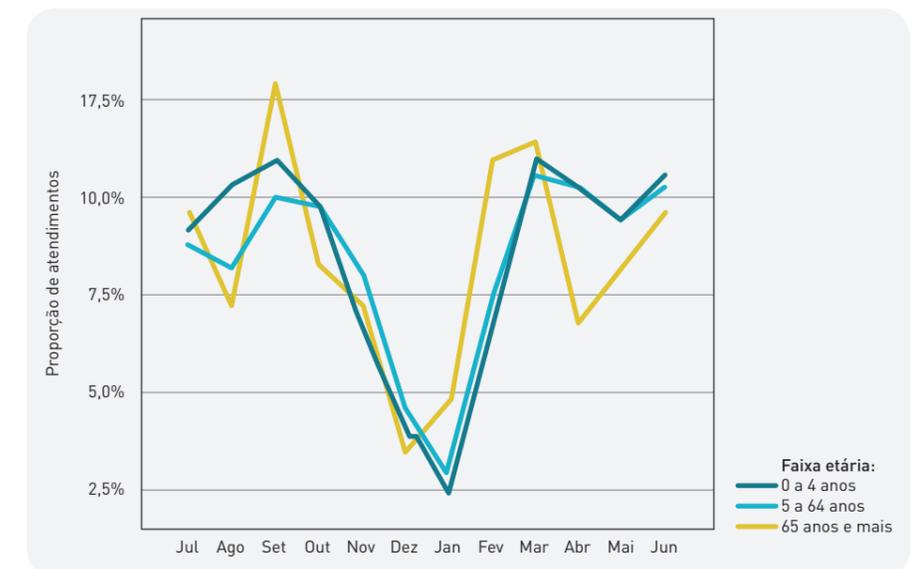


Figura 3.23. Proporção mensal de consultas por doenças respiratórias para cada faixa etária de residentes no município de Alta Floresta, Estado de Mato Grosso, entre os anos de 2006 e 2007. Fonte: Pereira, V. S.; Rosa, A.M.; Hacon, S.S.; Castro, H.A.; Ignotti, E.; 2011. Análise dos atendimentos ambulatoriais 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).

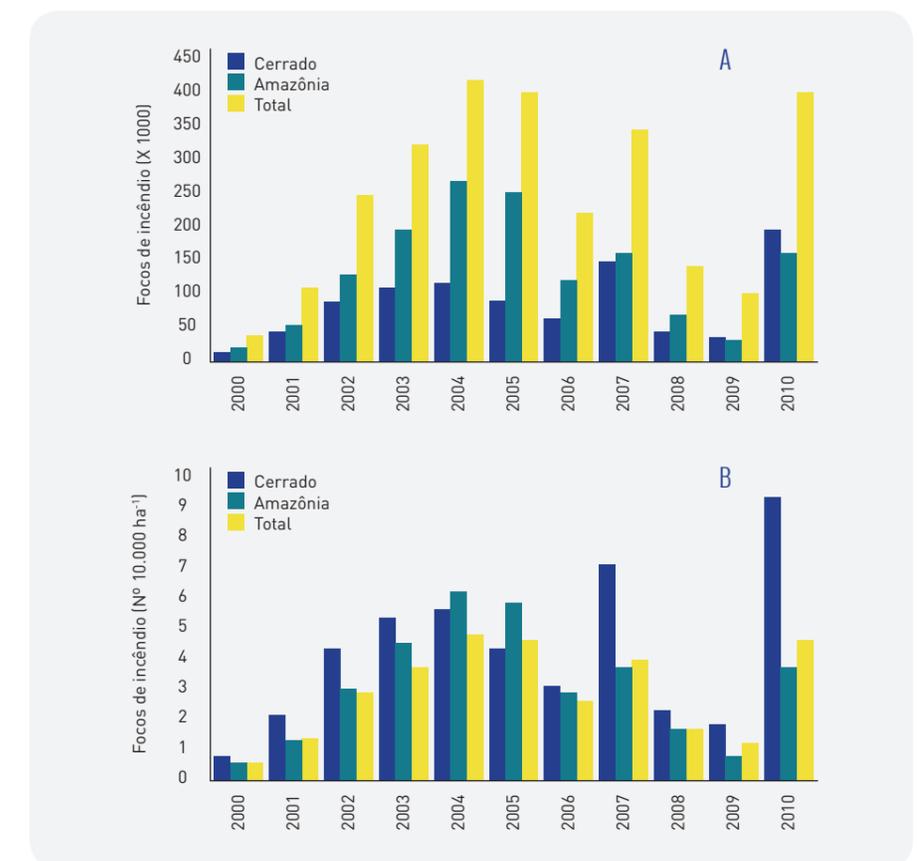


Figura 3.25. (A) número de focos de incêndio detectados por imagens de satélite e registrados pelo Inpe na floresta amazônica e no Cerrado de janeiro a agosto de 2000 a 2010; (B) o mesmo número de focos de incêndio normalizados pelas respectivas áreas da floresta amazônica e do Cerrado (área da Amazônia = 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.

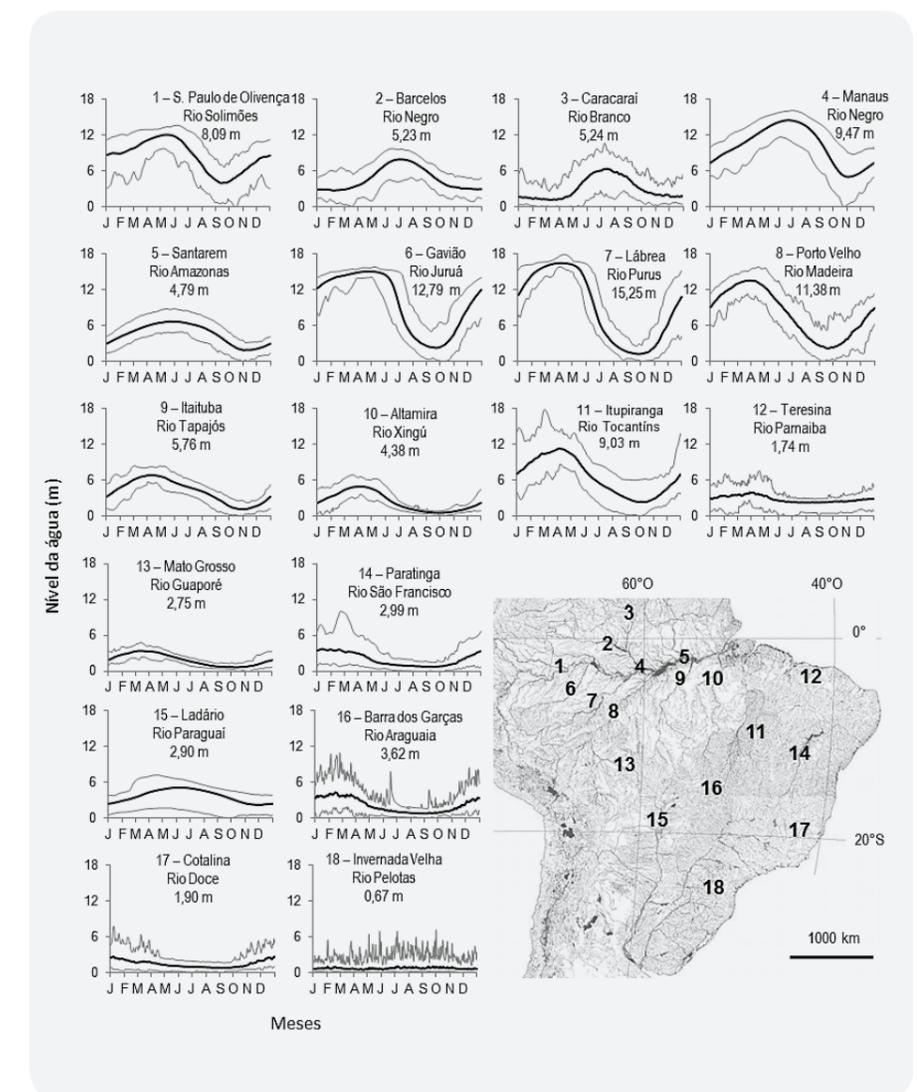


Figura 3.26. Curvas do pulso de inundação, média diária e desvio padrão (1970 a 2010) em 18 estações distribuídas no território brasileiro (elaborado por J. Schöngart).

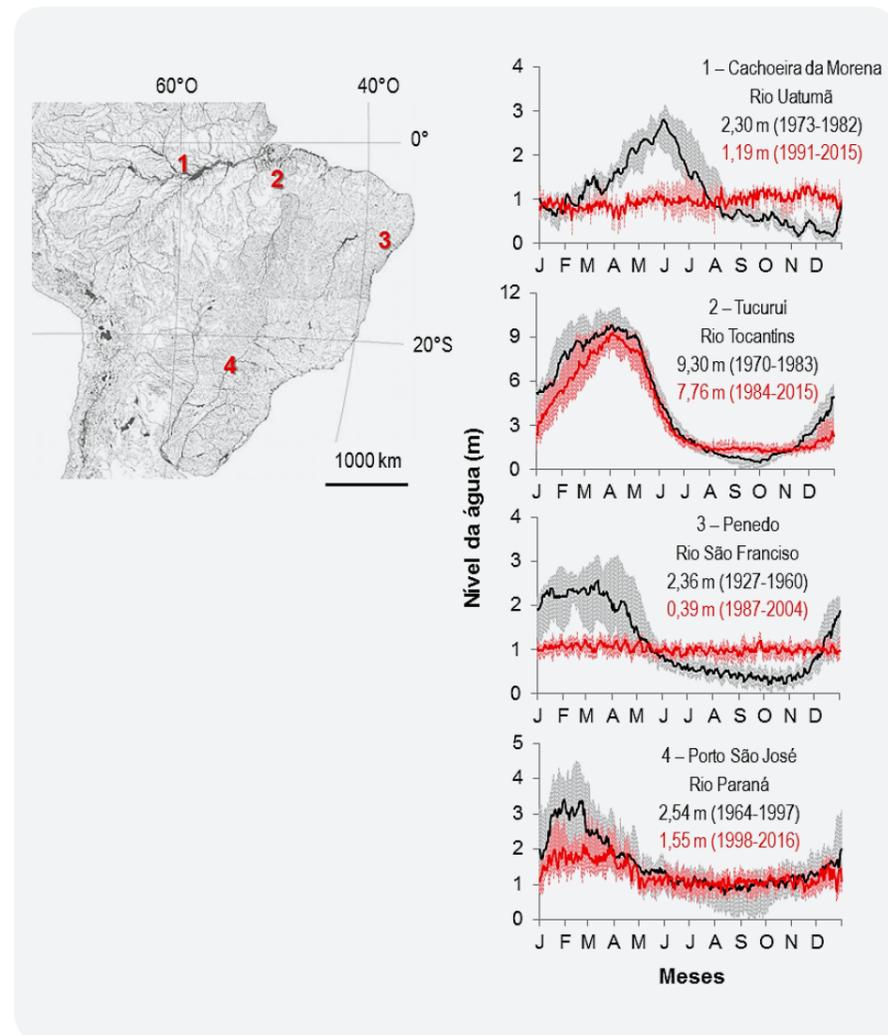


Figura 3.27. Alterações do pulso monomodal de inundação (mediana com quartis de 25% e 75% e amplitude média) para períodos antes (preto) e após (vermelho) do início da operação de usinas hidrelétricas em quatro rios de diferentes regiões do Brasil. Dados obtidos da Agência Nacional de Águas (elaborado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

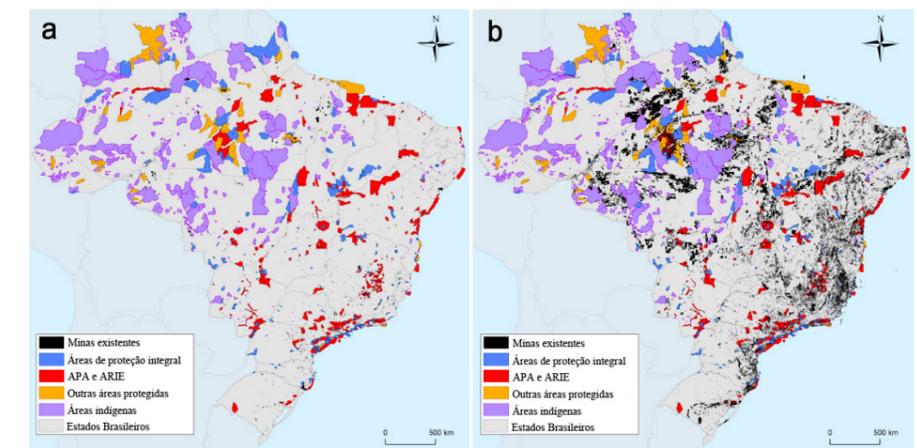


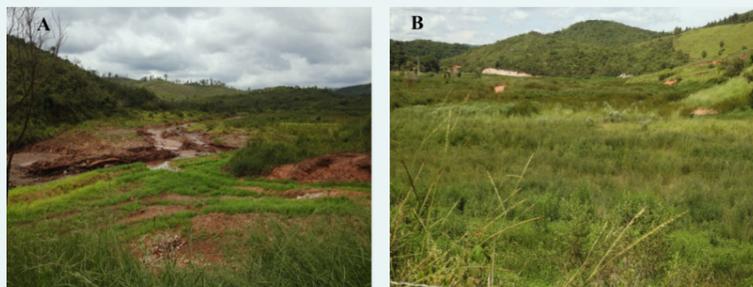
Figura 3.28. Distribuição espacial de minas (em preto) no Brasil. (a) projetos de mineração existentes e (b) projetos de mineração existentes e planejados. Fonte: Villén-Pérez S *et al.* (2018). Mining code changes undermine biodiversity conservation in Brazil - Supplementary Material. Environmental 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.

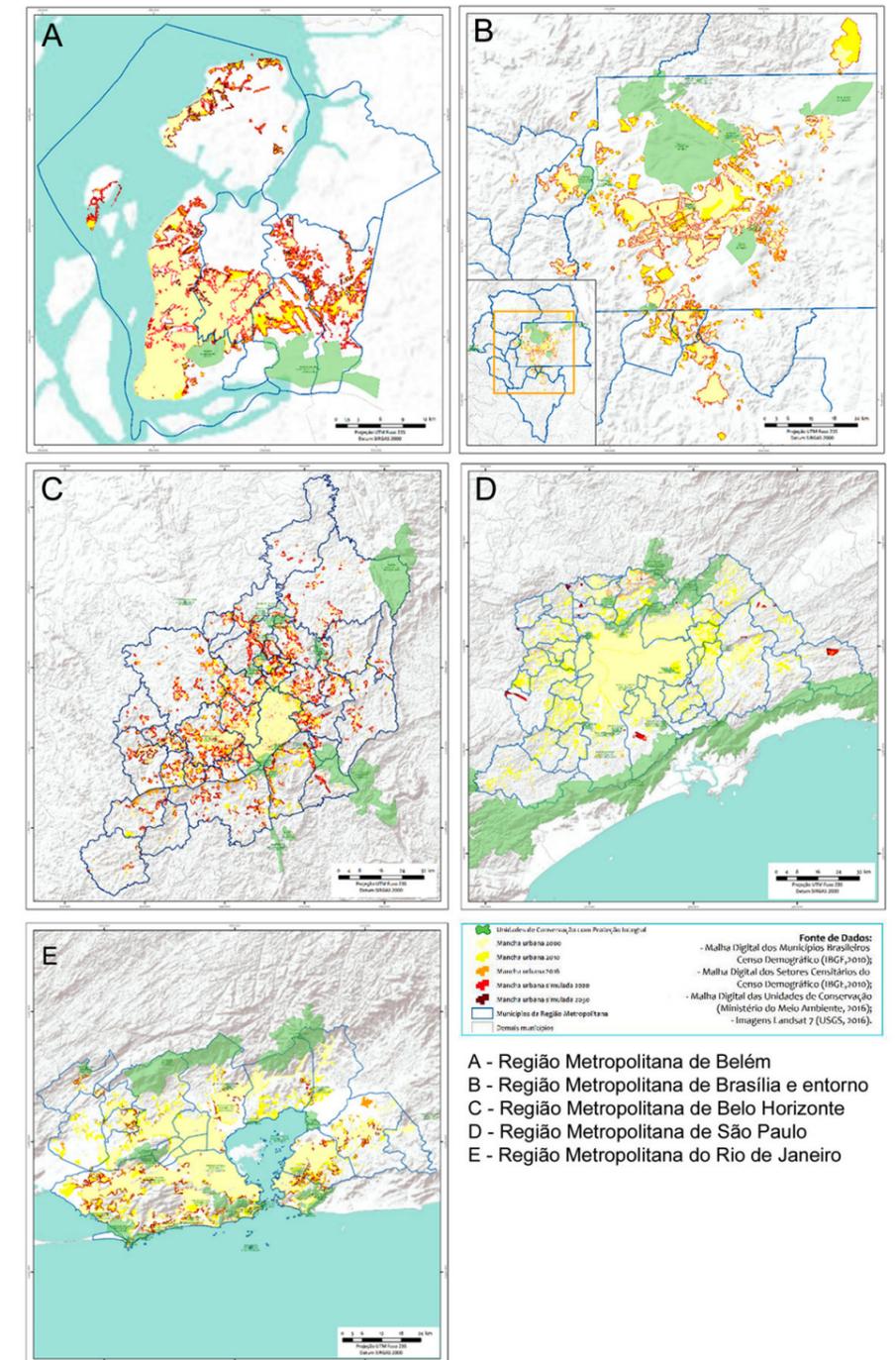


Figura 3.30. Expansão urbana entre 2000 e 2016, simulação para 2020 e 2030 e sobreposição às UCs de Proteção Integral nas RMs (Cedeplar/MMA/PNUD 2017a, 2017b).

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.

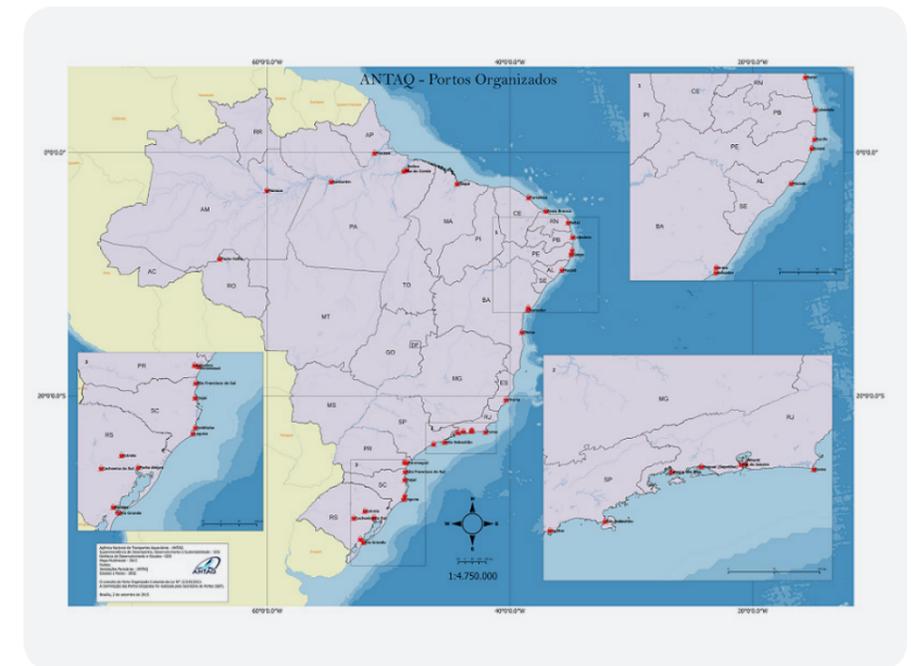


Figura 3.31. Localização dos “portos organizados” brasileiros [Agência Nacional de Transportes Aquaviários/Antaq].

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.

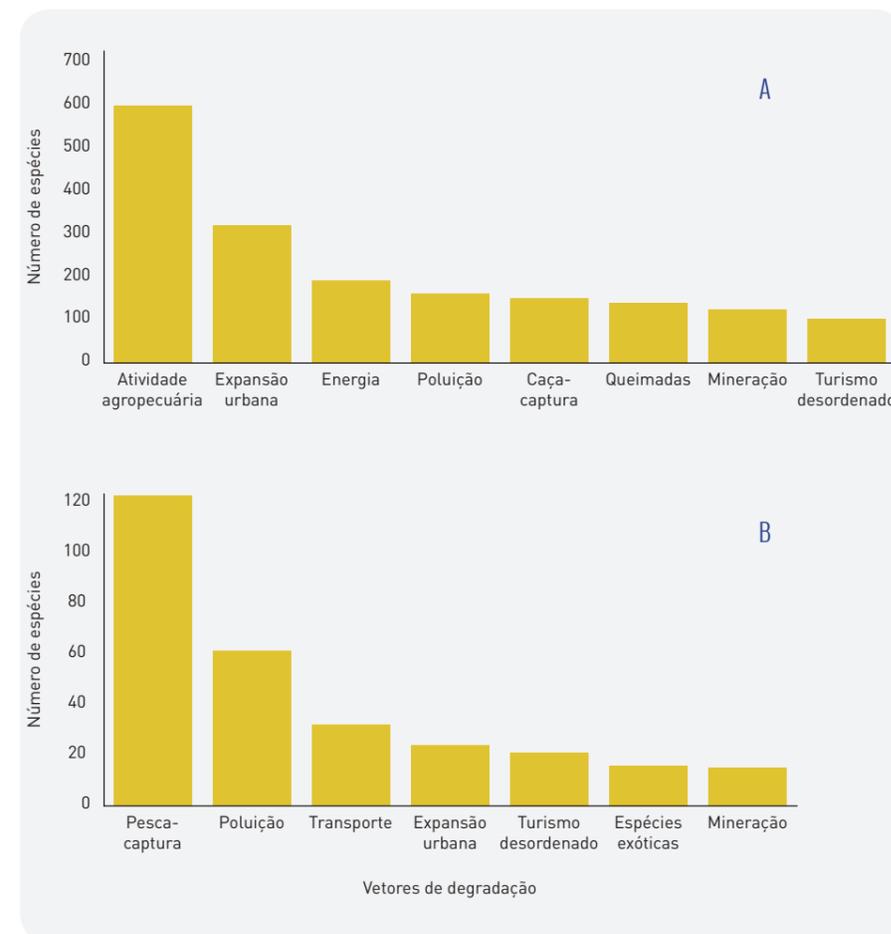


Figura 3.33. Principais vetores de degradação que ameaçam as espécies da fauna. (A) vetores de degradação que ameaçam 1.104 espécies avaliadas no ambiente continental, e (B) principais vetores de degradação que ameaçam 159 espécies marinhas avaliadas (ICMBio 2016).

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	↗

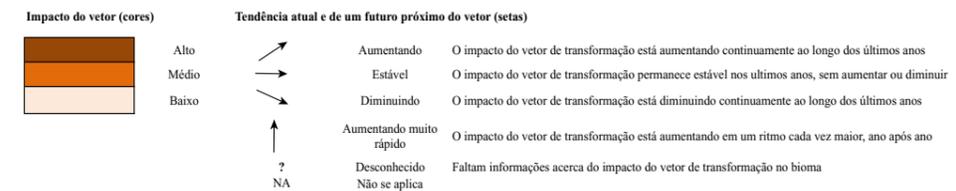


Figura 3.32. Vetores de degradação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nos biomas brasileiros, em ambientes aquáticos e terrestres.

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%

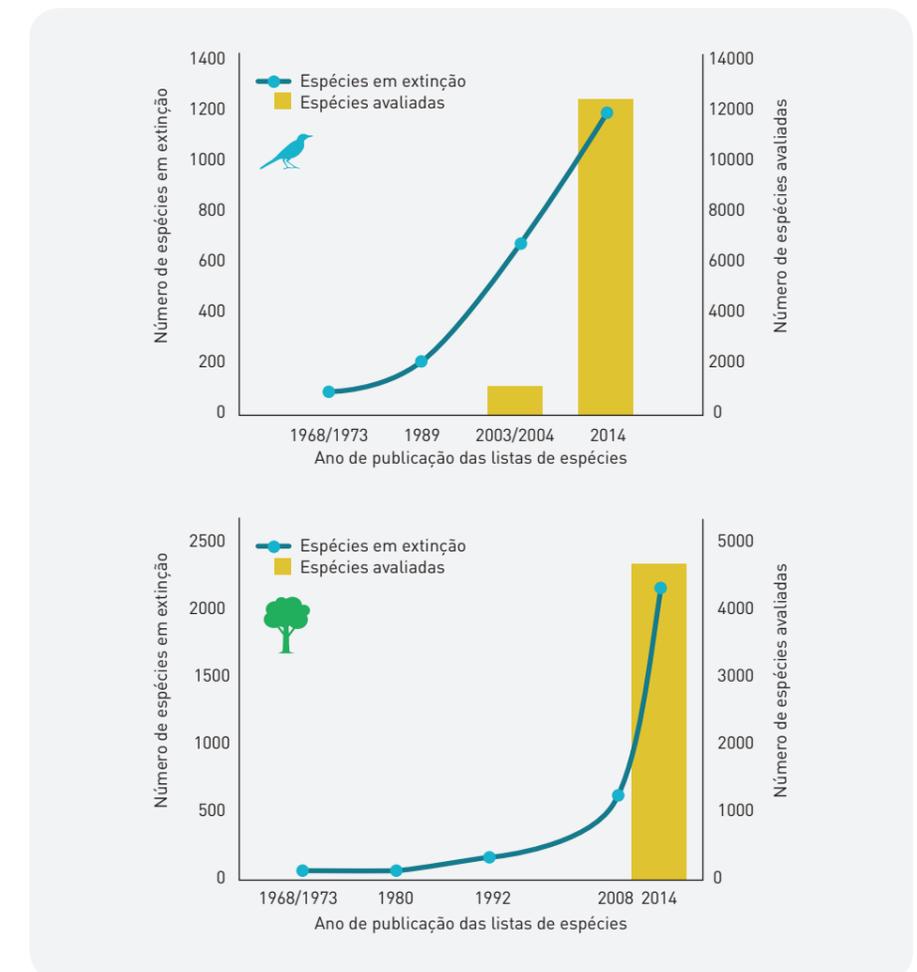


Figura 3.34. Panorama temporal das listas de espécies da flora e da fauna do Brasil ameaçadas de extinção em relação ao ano de publicação, número de espécies incluídas (linha) e avaliadas em cada lista (barras). Embora o número de espécies avaliadas da flora seja elevado, este corresponde apenas aproximadamente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

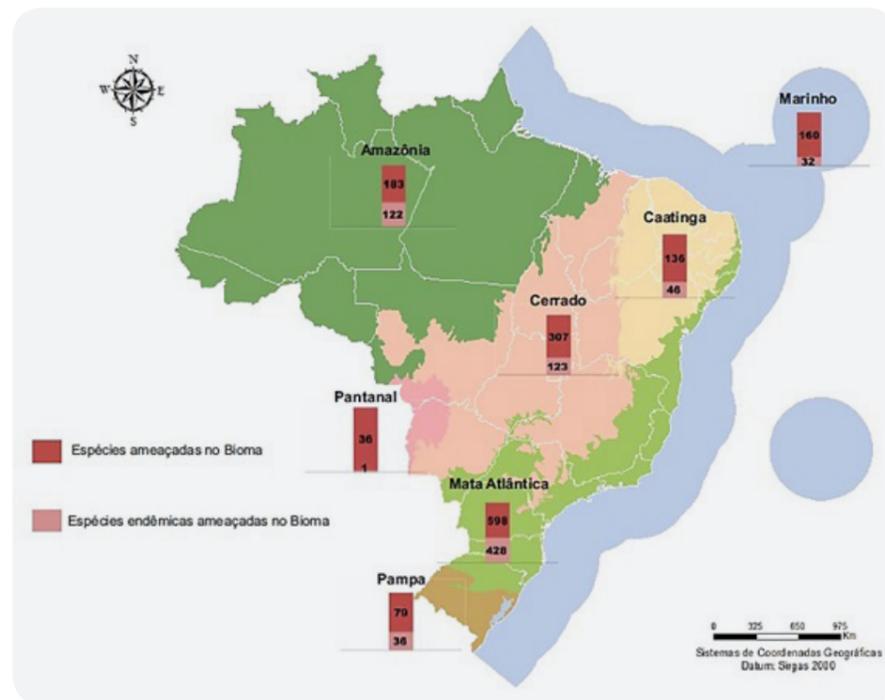


Figura 3.35. Número de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção em cada bioma e número de espécies endêmicas ameaçadas [66% das espécies ameaçadas na Amazônia são endêmicas; 33% na Caatinga, 40% no Cerrado; 71% na Mata Atlântica; 45% no Pampa; 3% no Pantanal e 20% das espécies ameaçadas no 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.

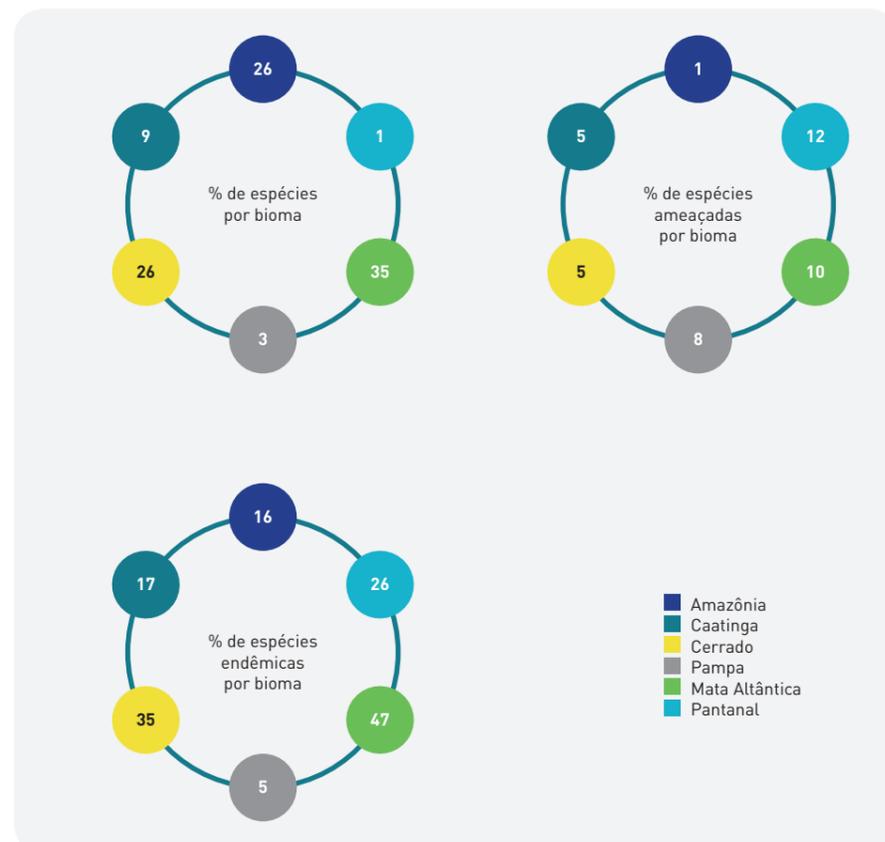


Figura 3.37. Contribuição relativa do número de espécies da flora em relação aos biomas brasileiros, espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Dados obtidos de Martinelli & Moraes 2013;

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.

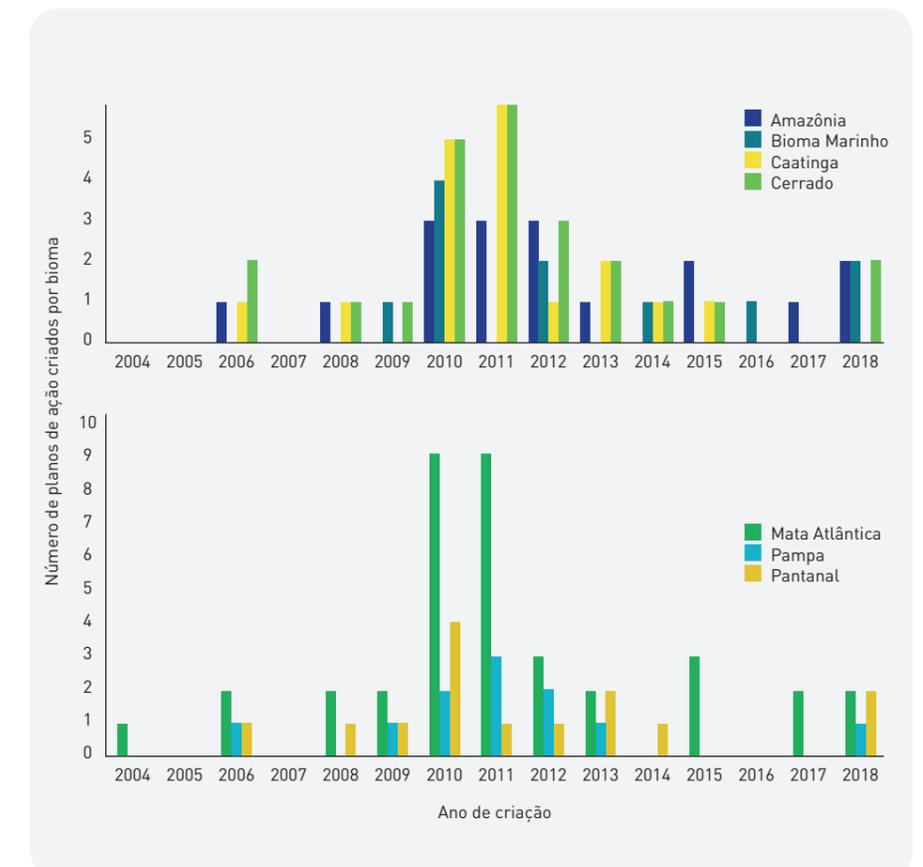


Figura 3.38. Número de Planos de Ação (para fauna e flora) criados entre os anos de 2004 e 2018 para os biomas brasileiros. Nota: cada Plano de Ação pode abranger dois ou mais biomas.

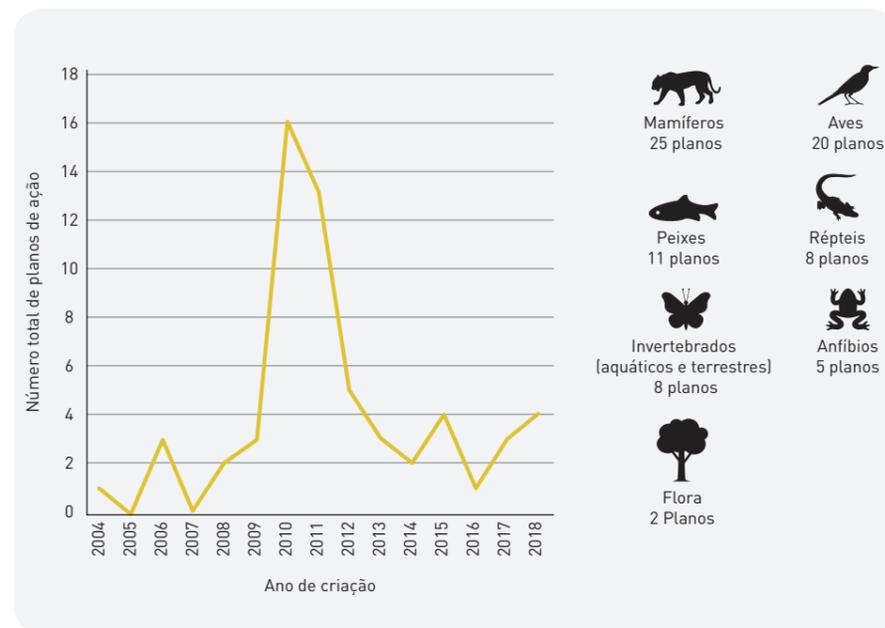


Figura 3.39. Número de Planos de Ação (PANs) criados no Brasil entre os anos de 2004 e 2018 e número de planos por grupos taxonômicos da fauna e da flora. Fonte: ICMBio.

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)

SiBBR
SISTEMA DE INFORMAÇÃO SOBRE A BIODIVERSIDADE BRASILEIRA

REGISTRO DE OCORRÊNCIAS E PUBLICADORES DE DADOS

DISPONIBILIZANDO UM TOTAL DE **10.429.331** registros em 2017
 4.430.651 geolocalizados 2.542.986 repatriados 93 publicadores

O SiBBR é uma plataforma on-line cuja proposta é reunir dados e informações sobre a biodiversidade brasileira. Com o intuito de dar publicidade aos dados e subsidiar a produção científica, essas informações poderão nortear a elaboração de políticas públicas e os tomadores de decisões.

CONJUNTO DE DADOS

DISTRIBUÍDOS EM: **178** conjuntos

O projeto é parceiro da Plataforma Global de Informação sobre Biodiversidade (GBIF, na sigla em inglês), que conta com mais de 570 milhões de registros de espécies. Com o SiBBR o Brasil integra o maior esforço global para conhecer melhor a biodiversidade do planeta e disponibilizar essas informações à sociedade.

NÚMERO DE ESPÉCIES

O SiBBR POSSUI UM TOTAL DE **155.614** espécies

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%ADtios-ramsar.html>

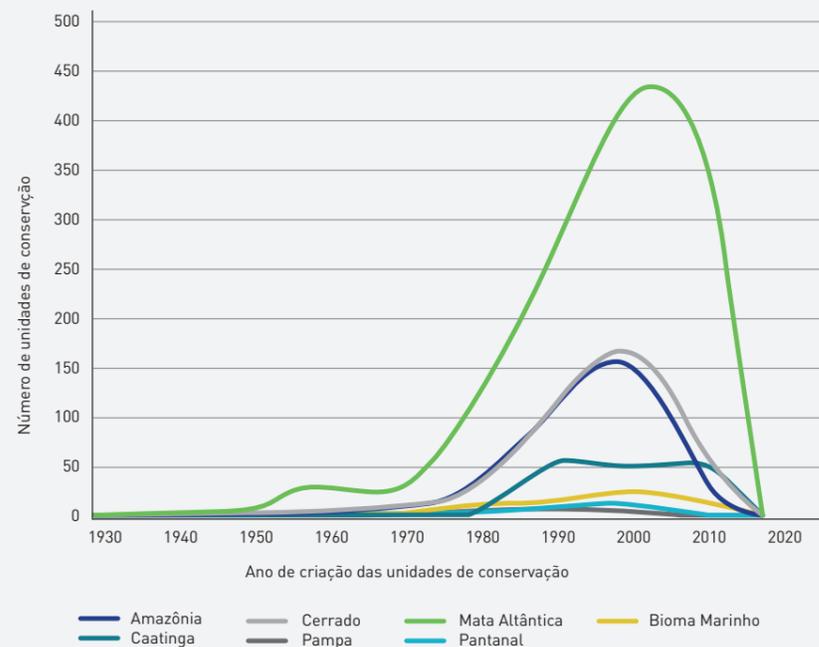


Figura 3.40. Número de unidades de conservação criadas por bioma nas últimas oito décadas. Dados obtidos do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação/CNUC do Ministério do Meio Ambiente/MMA (2018). Acesso em Jun/2018.

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 madeireiros e não madeireiros 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.

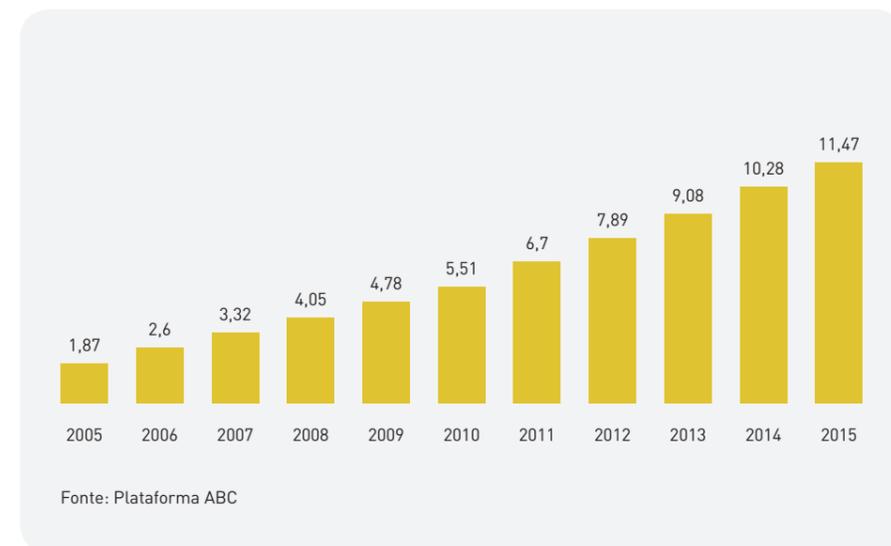


Figura 3.43. Expansão (em milhões de hectares) da Integração Lavoura-Pecuária-Floresta/ILPF no Brasil. Dados obtidos da Rede Integração Lavoura-Pecuária-Floresta/ILPF. Disponível em: www.ilpf.com.br

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

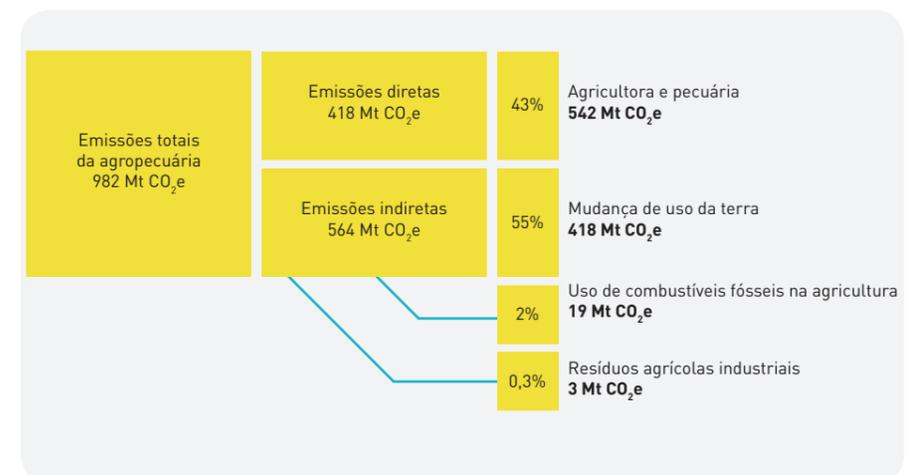


Figura 3.45. Emissões diretas e indiretas na agropecuária. Dados obtidos do Observatório do Clima. Disponível em: <http://www.observatoriodoclima.eco.br>

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 espacialmente 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).

