



## CAPÍTULO 2 – CONTRIBUIÇÕES DA NATUREZA PARA A QUALIDADE DE VIDA

**Coordenadora:** Cristiana Simão Seixas

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

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

### SUMÁRIO EXECUTIVO

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

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

1. Valores para o ano de 2006.

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

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

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

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

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

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

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

e intangíveis da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Por exemplo, fibras e outros materiais oriundos da biodiversidade e dos solos brasileiros são utilizados para confecção de adornos e artefatos específicos de diversos povos indígenas, em um 'saber-fazer' transmitido através das gerações. Esse processo, entretanto, não é estático; possui um caráter dinâmico, de experimentação e inovação. Há vários casos de sociedades indígenas que, levadas para outras paragens, insistiram em retornar, muitas vezes a pé, para o território com que se identificavam. A cultura material e imaterial de povos indígenas e populações tradicionais constitui um importante patrimônio a ser fortalecido e salvaguardado. E isso deve ser feito respeitando seus regimes próprios de produção e de transmissão de saberes, com regras, valores e noções de propriedade intelectual específicas<sup>2</sup>.

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

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

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

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

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

## 2.1 INTRODUÇÃO

### 2.1.1 Contribuições da natureza para a qualidade de vida humana

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

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

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

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

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

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

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

Apesar da enorme diversidade cultural do país, ela é pouco considerada na grande maioria das decisões políticas. No Brasil, há cerca de 817 mil indígenas (0,47% da população nacional em 2010), contabilizando mais de 305 etnias<sup>3</sup>, falantes de

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

274 línguas, sendo que sete etnias estão altamente ameaçadas de extinção juntamente com suas línguas (estas possuem populações entre cinco e 40 indivíduos) (ISA 2010). O país também abriga vários povos e comunidades tradicionais<sup>4</sup>, a exemplo dos quilombolas, caiçaras, caboclos, faxinais, para citar apenas alguns, cuja população total aproximada é de 25 milhões de pessoas, ocupando cerca de 1/4 do território nacional<sup>5</sup>. Os povos indígenas e as comunidades tradicionais dependem diretamente da natureza para manter seus modos de vida e cultura, e por isto detêm um conhecimento riquíssimo sobre as dinâmicas da natureza e as interações homem-natureza.

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

## 2.2 ESTADOS E TENDÊNCIAS DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

### 2.2.1 Produção de alimento

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

[www.funai.gov.br/](http://www.funai.gov.br/) →, acesso em abril de 2017).

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

5. [http://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/acesso\\_informacao/povos\\_comunidades\\_tradicionais/Manual\\_%20Feira\\_Povos\\_Comunidades\\_Tradicionais\\_Produtos\\_Sociobiodiversidade.pdf](http://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/acesso_informacao/povos_comunidades_tradicionais/Manual_%20Feira_Povos_Comunidades_Tradicionais_Produtos_Sociobiodiversidade.pdf)

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

#### Uso da vegetação nativa

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

#### Produção agropecuária

##### Produção agrícola

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

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

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

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

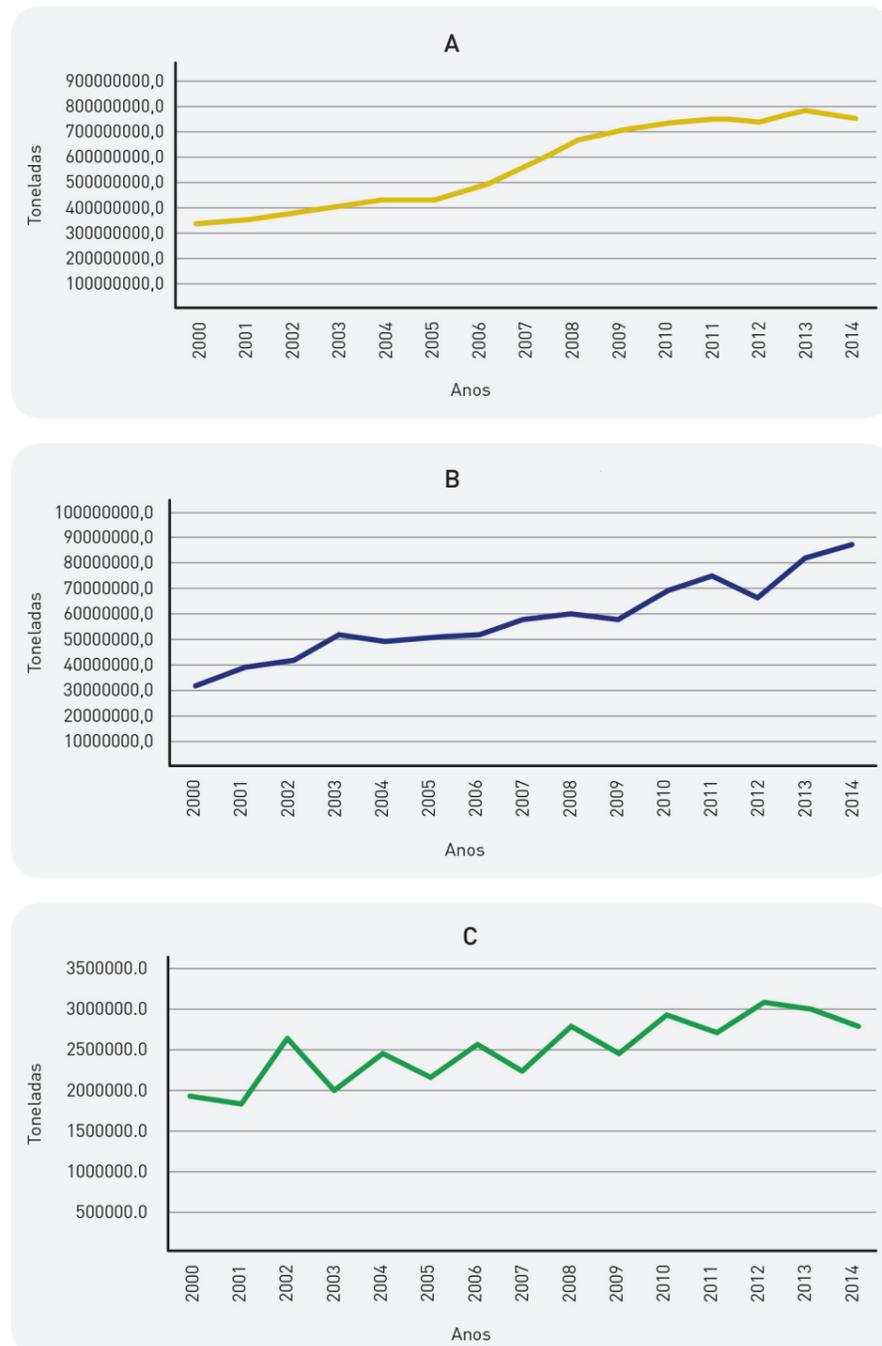
Com relação à produção orgânica, em 2015 já havia mais de 11 mil produtores no país (Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos), 49% deles concentrados em apenas quatro Estados (RS, SP, PR, SC). Os orgânicos ocupam uma área de 950 mil hectares dedicados à produção de hortaliças, cana-de-açúcar, arroz,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

#### Produção pecuária

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

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

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



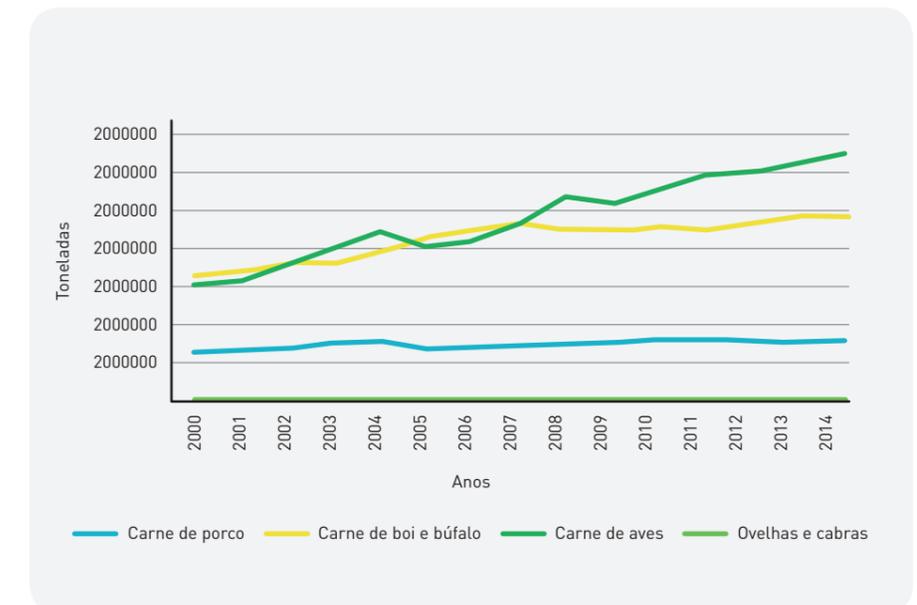
**Figura 2.1.** Produção agrícola no Brasil de (A) cana-de-açúcar, (B) soja, e (C) café. Fonte: Food and Agriculture Organization (FAO)/FAOSTAT (2017) - Crops. Acesso em: Set/2017. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>

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

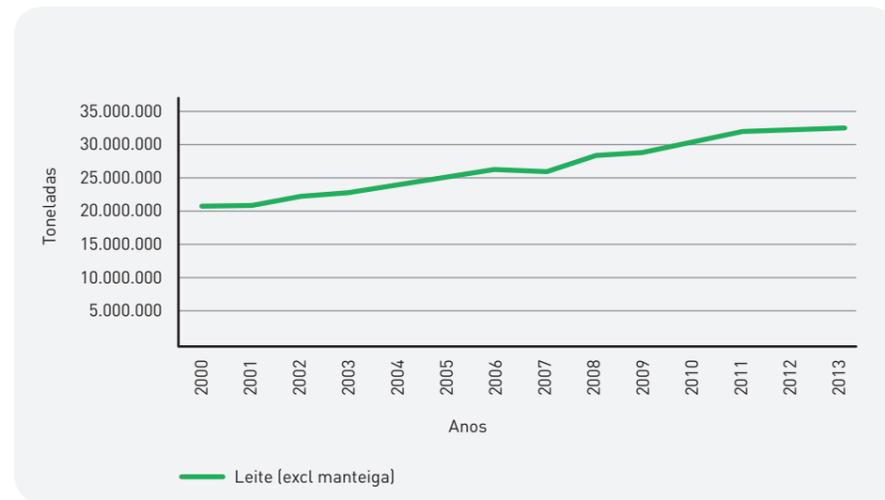
Disponibilidade per capita	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Carne bovina <sup>1,2</sup> (kg/hab/ano)	34,9	36,4	35,5	35,8	38,1	35,1	33,0	32,9
Avicultura de corte <sup>1,2</sup> (kg/hab/ano)	38,2	43,4	45,2	43,9	43,6	44,1	48,1	45,7
Carne suína <sup>1,2</sup> (kg/hab/ano)	13,3	13,8	14,6	14,6	14,4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

FONTE:

1. Conab 2016. Perspectivas para a Agropecuária. Brasília, 2016. Disponível em: [http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16\\_09\\_13\\_09\\_06\\_46\\_perspectivas\\_da\\_agropecuaria\\_2016-17\\_digital.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_09_13_09_06_46_perspectivas_da_agropecuaria_2016-17_digital.pdf) [acesso em: 08 de janeiro de 2018]
2. Conab (2013). Perspectivas para as Carnes Bovina, de Frango e Suína 2013 - 2014. Disponível em: [http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13\\_09\\_12\\_17\\_43\\_13\\_09\\_carnes.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13_09_12_17_43_13_09_carnes.pdf) [acessado em: 08 de janeiro, 2018].
3. Conab (2016). Conjuntura Mensal Especial. Disponível em: [http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17\\_05\\_15\\_14\\_13\\_38\\_leite\\_abril\\_2017](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/17_05_15_14_13_38_leite_abril_2017) [acesso em: 08 de janeiro, 2018]



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

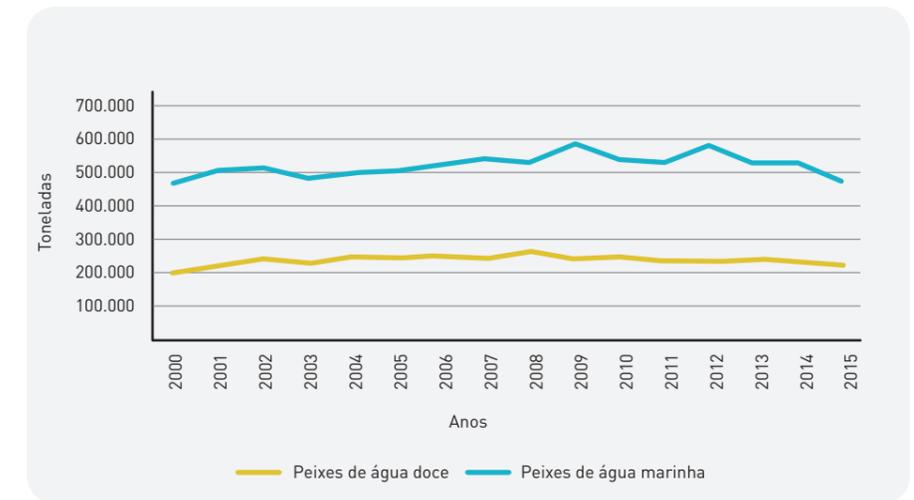


**Figura 2.3.** Produção de leite em toneladas no Brasil. Dados obtidos da *Food and Agriculture Organization (FAO)/FAOSTAT (Commodity Balances - Livestock and Fish Primary Equivalent)*. Acesso em: Fev/2017. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>

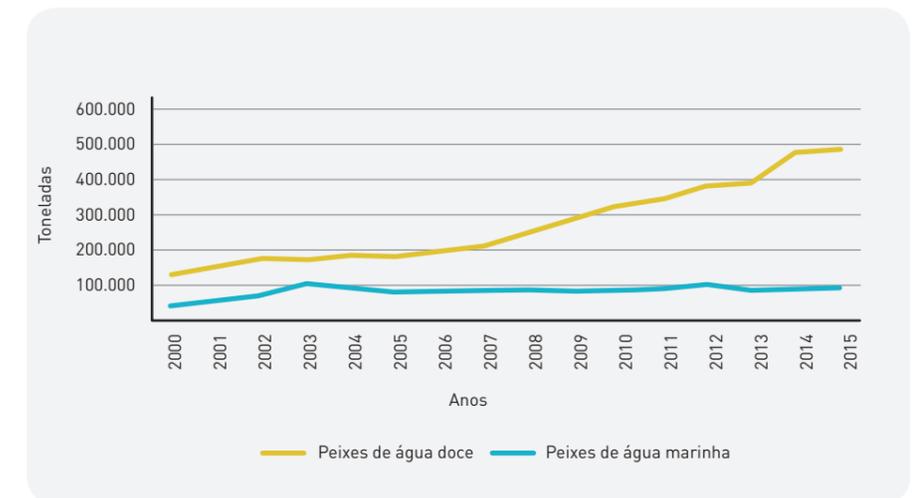
#### Produção pesqueira e aquícola

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

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



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



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

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

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

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

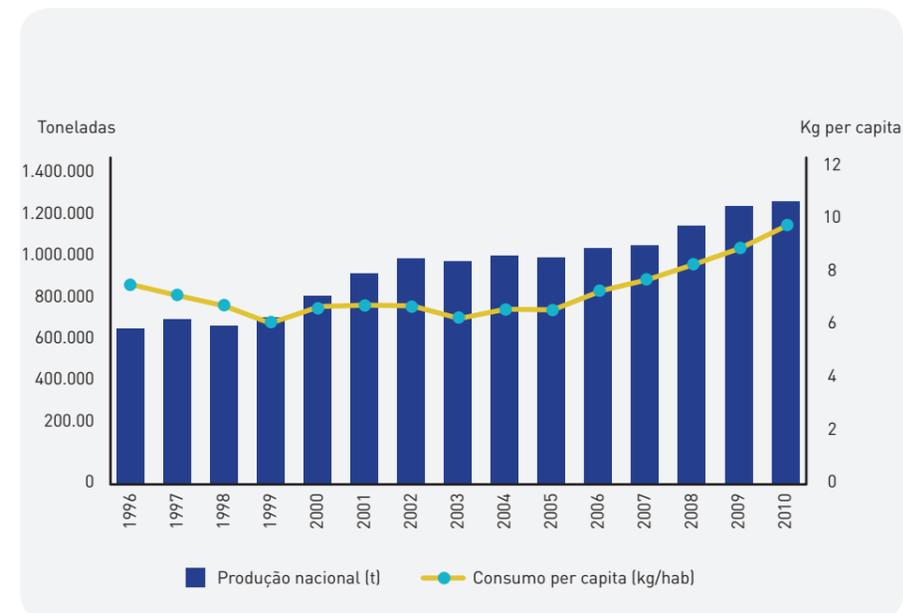


Figura 2.6. Consumo anual *per capita* x produção brasileira de pescado (Brasil 2014).

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

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

## Caça

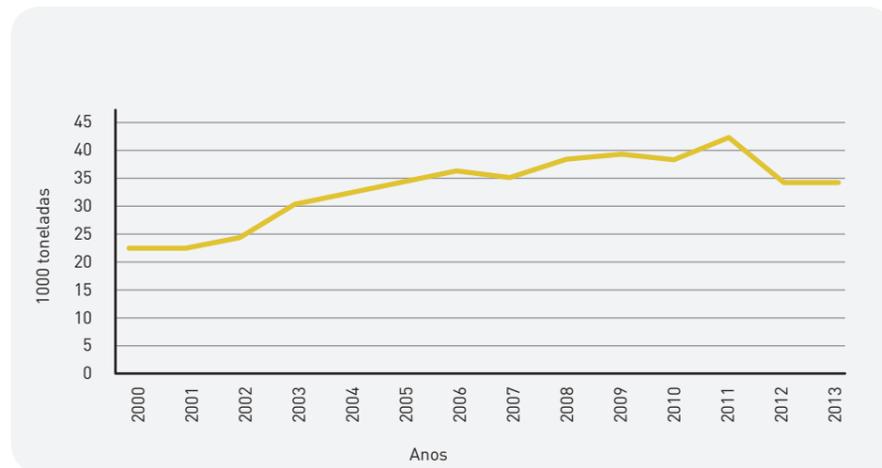
A carne de caça<sup>6</sup> é uma importante fonte de proteínas, gorduras e micronutrientes (Sarti *et al.* 2015; Van Vliet *et al.* 2017; Nasi *et al.* 2011; Figueiredo & Barros 2016; Alves *et al.* 2009) e a caça é uma das principais atividades de subsistência dos povos tradicionais em diversas regiões do Brasil (Redford & Robinson 1987; Murrieta *et al.* 2004; Townsend 2000; Murrieta *et al.* 2004; Prado *et al.* 2012). Na Amazônia, as espécies mais caçadas para consumo são: a queixada, a paca, a anta, os veados, os quelônios (tartarugas), os cracídeos (mutuns, jacus, araucuãs), os anatídeos (aves aquáticas) (Valsecchi & Amaral 2010), a capivara, o macaco, o tatu, o jacaré e o porquinho (Pinto 2015). E ao menos 96 espécies de aves são utilizadas na Mata Atlântica e na região do semiárido nordestino para fins alimentares, medicinais, mágico-religiosos e como animais domésticos (Fernandes-Ferreira *et al.* 2012).

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

## Mel

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

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



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

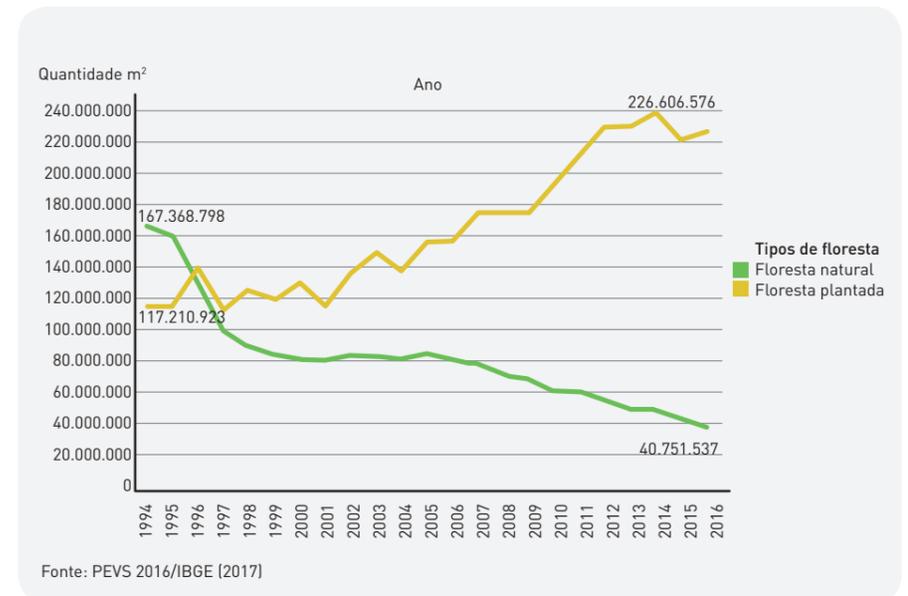
## 2.2.1 Matéria-prima

### Produtos florestais

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

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

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



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

### Fibras e outros materiais

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

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

Além do aspecto material, muitas fibras de plantas nativas possuem valor cultural. Aproximadamente 17 espécies de plantas são utilizadas em produtos para a pesca artesanal numa microrregião do Pará (Oliveira *et al.* 2006). Palmeiras servem para a fabricação de artesanato em diversas regiões do país, como é o caso das fibras e folhas de palmeiras do gênero *butia* (*Butia sp.*) no Rio Grande do Sul (Bairros 2011) e da palmeira buriti (*Mauritia flexuosa*) no Cerrado (Sampaio *et al.* 2010). O capim-dourado (*Syngonanthus nitens*), na região do Jalapão (Tocantins), constitui uma fonte de renda importante para a população local (Mello 2015) e recebeu, em 2011, o selo de indicação geográfica<sup>7</sup>. Outros materiais oriundos da biodiversidade e dos solos brasileiros são usados por povos indígenas e populações tradicionais para a confecção de adornos e artefatos (Apêndice 2).

### 2.2.2 Energia

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

Mais de 2/3 da energia elétrica produzida no Brasil (total: 578.898 GWh) é oriunda de fontes renováveis, sendo que as usinas hidrelétricas são seu componente mais importante (Figura 2.10). A participação da energia eólica tem aumentado nos últimos anos, mas ainda é de menor relevância. No entanto, a previsão é de um crescimento considerável no futuro<sup>8</sup>. Por sua vez, a energia solar continua insignificante (apenas 85 GWh), apesar do alto potencial em todo o país. A produção de energia elétrica está concentrada nas regiões Sul e Sudeste, embora a Amazônia contribua com mais de 20%, sobretudo com usinas hidrelétricas (EPE, 2015). Considerando o consumo da energia elétrica, o Brasil, com o uso de 2.601 kWh por pessoa ao ano, está acima da média da América Latina e do Caribe (2.128 kWh), porém consideravelmente abaixo da média (7.995 kWh) dos países da Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OCDE).

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

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

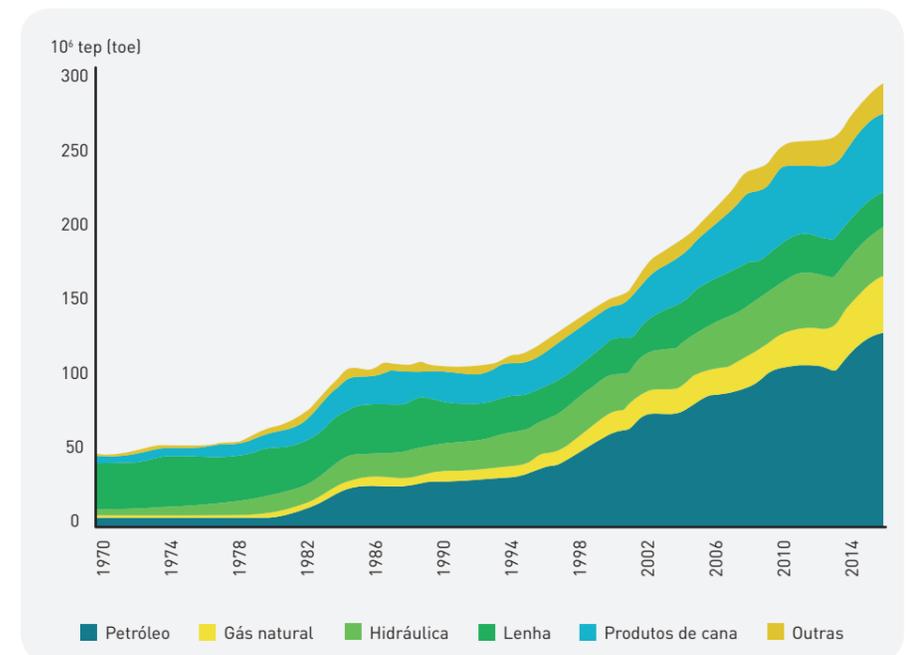


Figura 2.9. Produção de energia primária (Brasil 2017b).

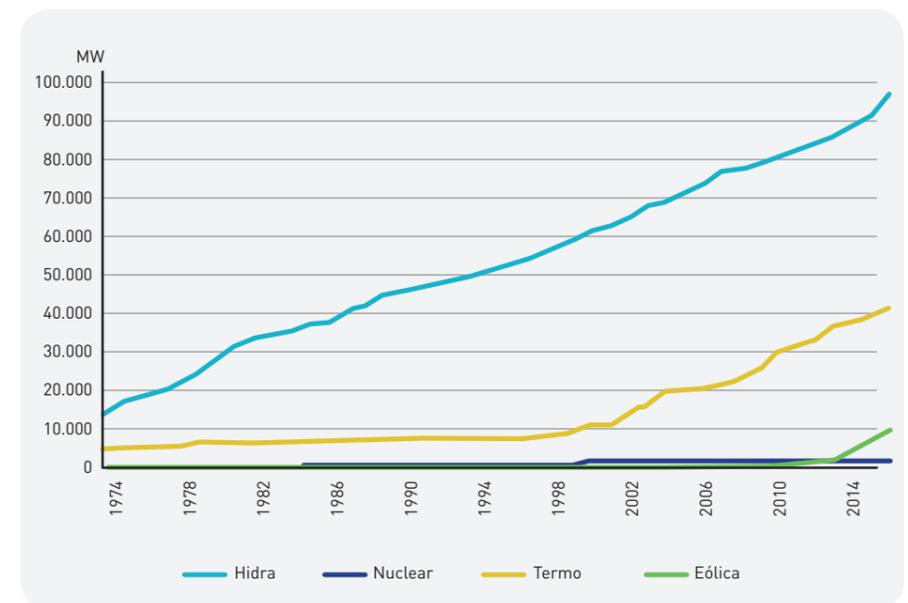


Figura 2.10. Capacidade instalada de geração elétrica (Brasil 2017b).

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

Em 2008, o país era o segundo maior produtor de etanol do mundo (Kohlhepp 2010) e, em 2015, houve recordes de cana processada e de produção de etanol, atingindo 660 milhões de toneladas e 30 bilhões de litros, respectivamente (Brasil 2016). Em torno de 80% do biodiesel é gerado a partir da soja e o restante advém de gordura bovina, óleo de algodão e outras fontes de relevância menor (Nogueira & Capaz 2013). No entanto, há dezenas de espécies vegetais no Brasil com as quais se pode produzir o biodiesel, tais como mamona, dendê (palma), girassol, babaçu, amendoim e pinhão manso. O país tem uma indústria de biodiesel bem desenvolvida, com mais de 50 usinas aptas a produzir e comercializar o combustível, e capacidade instalada superior a 6 milhões m<sup>3</sup>/ano. O biodiesel pode ser utilizado ainda para a geração e o abastecimento de energia elétrica em comunidades isoladas, hoje dependentes de geradores movidos a óleo diesel. Nessas regiões, poderão ser aproveitadas oleaginosas locais<sup>9</sup>.

### 2.2.3 Recursos medicinais, bioquímicos e genéticos

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

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

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

### 2.2.4 Inspiração e aprendizagem

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

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

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

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

### 2.2.5 Apoio a identidades

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

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

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

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

### 2.2.6 Experiências físicas e psicológicas

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

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

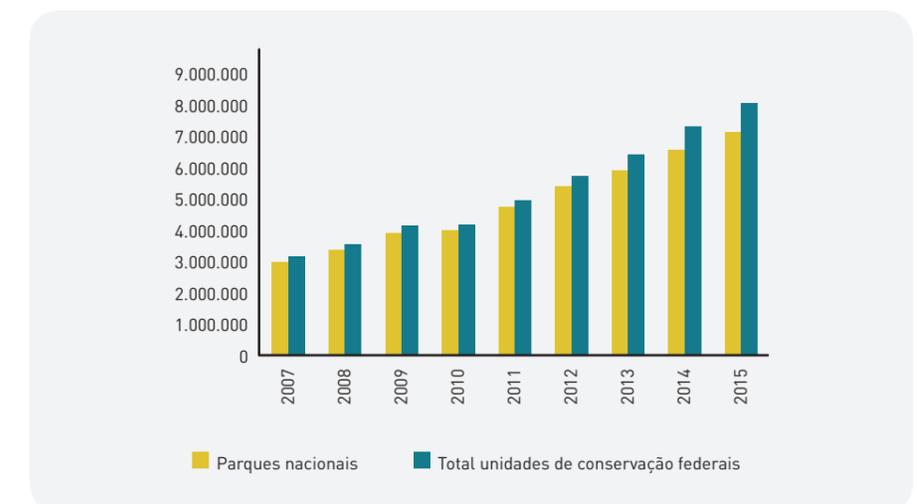


Figura 2.11. Número de visitantes em Unidades de Conservação no Brasil (2007-2015) (ICMBio 2017).

### 2.2.7 Manutenção de opções

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

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

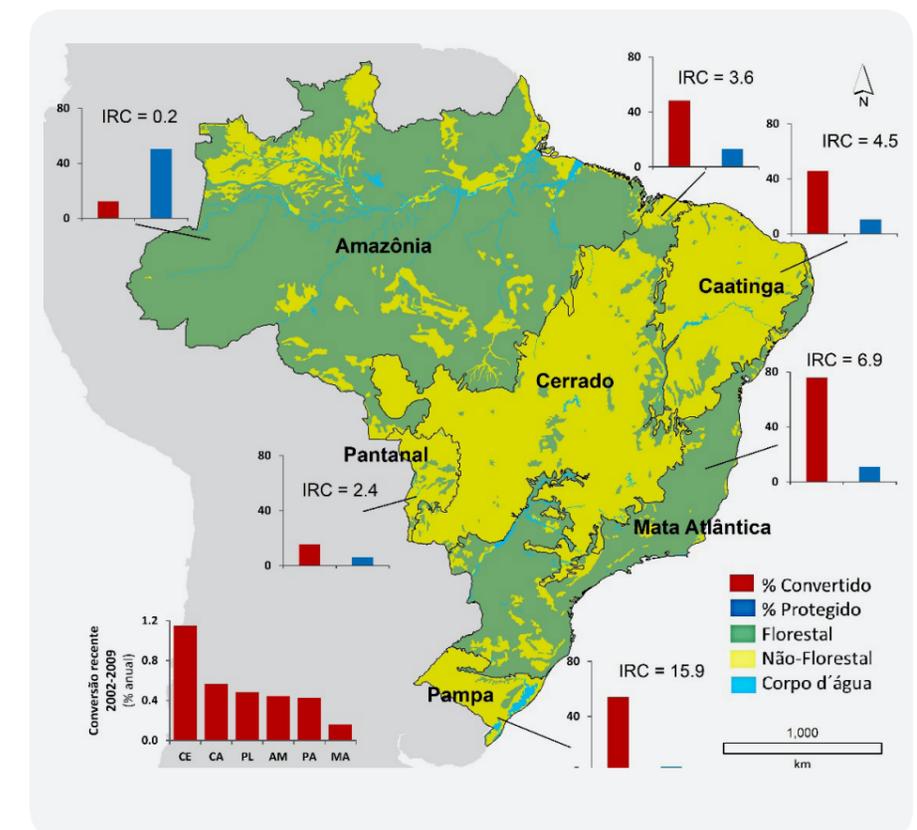
A relação entre a área natural do bioma já convertida para outros usos, e o total da área efetivamente protegida em UCs pode ser utilizada para indicar o risco de conservação de um dado bioma. Nessa análise, o Pampa, especialmente deficiente em UCs, surge como o bioma mais ameaçado do país (Figura 2.12).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

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

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

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

FONTE: ICMBio 2017



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

### 2.2.8 Regulação climática

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

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

Os oceanos também desempenham papel importantíssimo na regulação climática. Eles são os grandes responsáveis pelo armazenamento do calor oriundo da radiação solar e por controlar os padrões globais de pluviosidade, enquanto as correntes oceânicas atuam na redistribuição desse calor pelo planeta. Desde 1955, mais de 90% do excesso de calor aprisionado pelos gases de efeito estufa foi retido pelos oceanos (IPCC 2013). Cerca de 60% desse calor extra está contido na camada superior de até 700 m de profundidade, enquanto 30% são estocados em camadas mais profundas (IPCC 2013). Além disso, os oceanos regulam a concentração de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) na atmosfera, um dos principais gases do efeito estufa causador do aquecimento global. Em geral, o estoque de carbono nos oceanos é 50 vezes maior que na atmosfera e cerca de 30% das emissões antropogênicas de CO<sub>2</sub> nos últimos tempos foram absorvidas pelos oceanos (Le Quéré *et al.* 2018). Vale lembrar que o Brasil possui uma extensão de cerca de 4,5 milhões km<sup>2</sup> de área marinha.

### 2.2.9 Regulação da quantidade, fluxo e sazonalidade de água doce

A água é crucial para a existência e o bem-estar humano, e é central para a identidade, os modos de vida e os costumes de muitos povos. O fornecimento de água doce é regulado por processos ecossistêmicos em ambientes terrestres, dulcícolas e marinhos. O Brasil abriga 12% da água doce do mundo (Rebouças *et al.* 2002), porém, a disponibilidade desse recurso não é uniforme. A Amazônia é a região brasileira com maior abundância em recursos hídricos, concentrando 70% do total nacional, o que soma algo como 38 mil m<sup>3</sup>/hab. ano<sup>10</sup>.

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

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

#### QUADRO 2.1

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

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

10. [http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr\\_proecotur/\\_publicacao/140\\_publicacao09062009025910.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_proecotur/_publicacao/140_publicacao09062009025910.pdf)

### 2.2.10 Regulação da qualidade de água doce e costeira

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

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

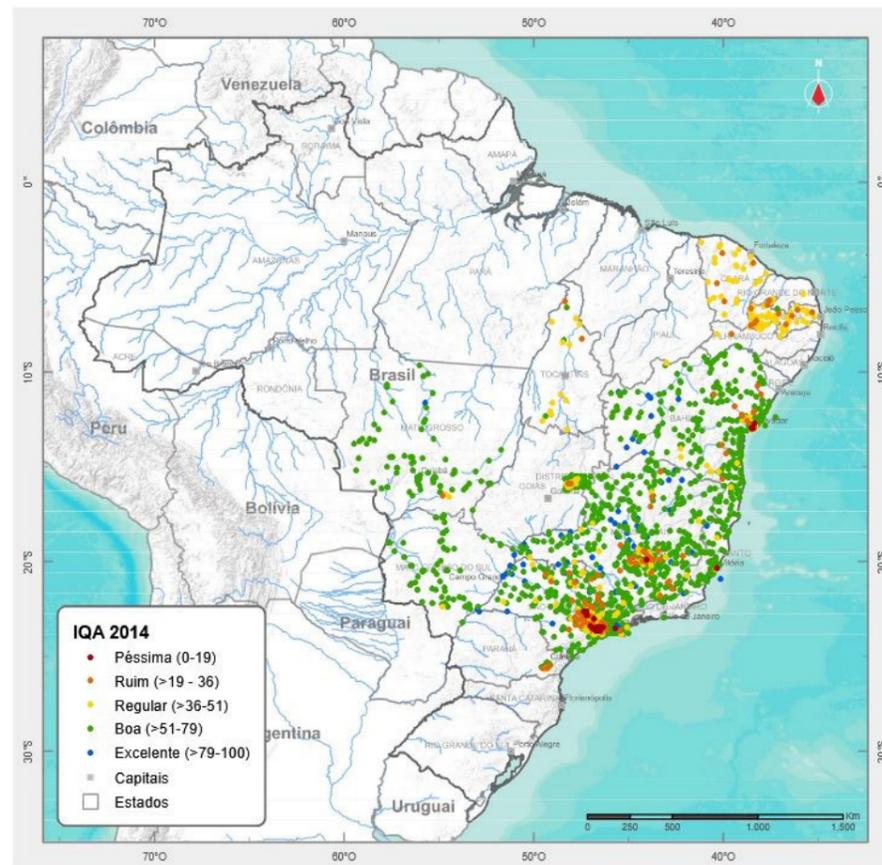


Figura 2.13. Índice de Qualidade da Água (IQA) para o ano de 2014 (ANA 2016).

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

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

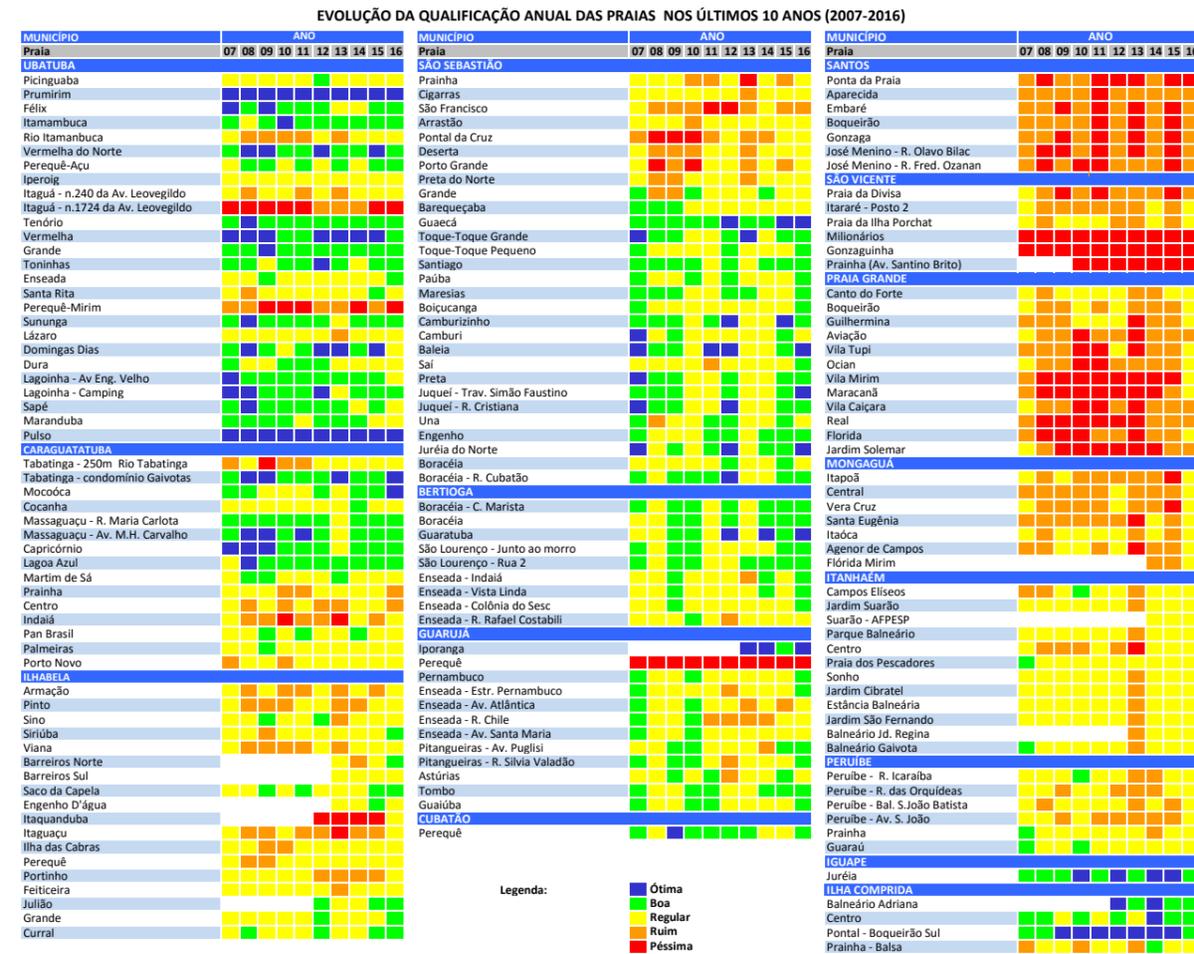
A biodiversidade tem importante papel na prevenção ou mitigação dos desastres socioambientais (Santos 2012; Van Slobbe *et al.* 2013; Munang *et al.* 2013). Alguns exemplos: matas ciliares que minimizam processo de assoreamento de rios e lagos, evitando inundações; mangues que impedem erosão costeira; florestas que contêm deslizamento de encostas; vegetação que regula o microclima reduzindo as secas. No Brasil, entre 1991 e 2010, foram registrados 31.909 desastres associados a secas, inundações graduais, inundações bruscas, tornados, movimentos de massa, granizo e erosão de linha, fluvial e costeira (Ceped/UFSC 2012). Em que pese o fato de que esse valor está subestimado<sup>11</sup>, é possível notar uma tendência de aumento no número de desastres no país nessas duas décadas (Figura 2.15). O índice mais alto de ocorrências registradas é relacionado às situações de secas (53% do total) e as regiões Nordeste e Sul foram as mais afetadas.

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

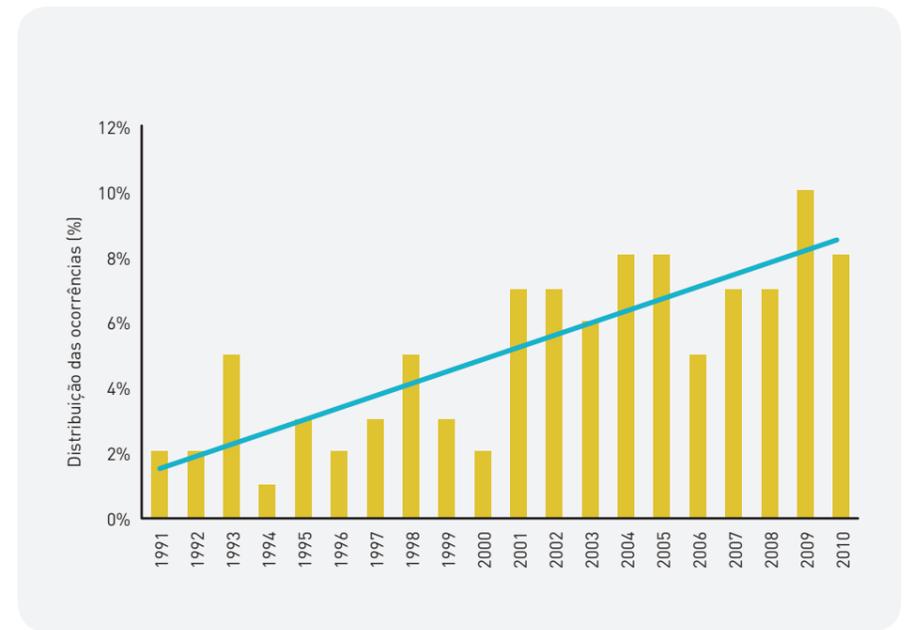
O número de óbitos (Figura 2.16) é um dos critérios usados para definir um

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

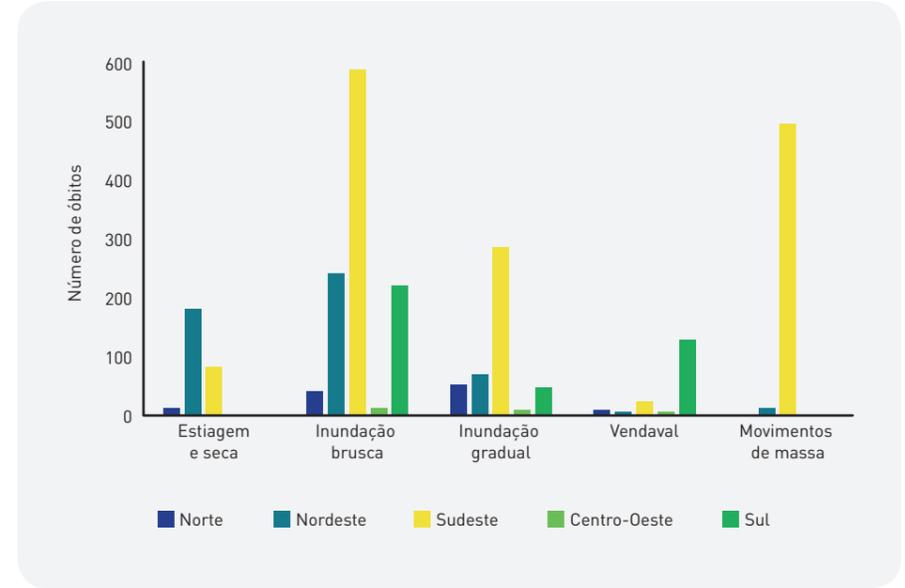
evento como desastre. Somente em janeiro de 2011, na região serrana do Rio de Janeiro, foram registradas 947 mortes e 300 pessoas desaparecidas em decorrência de movimentos de massa deflagrados por precipitação acumulada em 24 horas de 241,8 mm, com pico de 61,8 mm em uma hora (Dourado *et al.* 2012).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



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



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



**Fig**

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

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

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

### 2.2.12 Criação e manutenção de habitat

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

A criação e/ou manutenção de áreas verdes em zonas urbanas, além de favorecer diretamente o bem-estar da população humana, provê habitat para a flora e a fauna. Os parques e as praças oferecem à população uma variedade de opções de lazer, espaços para prática esportiva e centros culturais e educativos, todos rodeados por uma diversidade de animais e plantas. As áreas verdes também colaboram para a regulação do microclima e da qualidade do ar, entre outros serviços ecossistêmicos. Em grandes metrópoles, com alta densidade populacional, a importância dessas áreas é ainda mais relevante. A Sociedade Brasileira de Arborização Urbana recomenda 15 m<sup>2</sup>/hab de área verde (SBAU 1996 *apud* Bertini *et al.* 2016), porém este índice está longe de ser alcançado pelas

grandes metrópoles brasileiras. E, mesmo em algumas cidades de porte médio onde a extensão de área verde pública está acima do indicado, as diferenças entre as regiões da cidade são preocupantes (Bertini *et al.* 2016), assim como a real acessibilidade da população a estas áreas. Além das áreas verdes urbanas, a manutenção de remanescentes de vegetação nativa em municípios com grandes aglomerações também proporciona a geração de serviços ecossistêmicos para o bem-estar da população. O município de São Paulo, por exemplo, possui 45 mil hectares de vegetação nativa da Mata Atlântica, o que representa 30,4% de seu território (São Paulo 2017). Entretanto, tal vegetação está concentrada em apenas algumas áreas do município, beneficiando a população urbana de maneira desigual. Vários bairros da capital paulista, inclusive, contêm menos de 1 m<sup>2</sup>/habitante de área verde<sup>12</sup>.

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

### 2.2.13 Regulação da qualidade do ar

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

A troca constante de gases entre a vegetação e a atmosfera influencia a qualidade do ar, principalmente pela remoção, interceptação e deposição de poluentes (Fowler *et al.* 2009). Esse processo, contudo, também impacta a flora. Hoje um dos principais poluentes no ar é o ozônio (O<sub>3</sub>) que, assim como o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e o dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), é removido por meio dos estômatos das folhas, bem como através da interceptação pelas folhas. Neste sentido, ampliar a densidade de árvores na cidade pode contribuir, localmente, para melhorias na qualidade do ar (Nowak *et al.* 2006). No entanto, plantas tropicais são sensíveis ao estresse oxidativo resultante do contato com os poluentes; cada espécie responde de forma diferente ao aumento de gases nocivos (Furlan *et al.* 2006). Além disso, a presença de vegetação atenua a radiação solar, modificando o microclima ao diminuir a temperatura e incrementar a umidade relativa do ar em decorrência do processo de evapotranspiração. Isso beneficia áreas urbanas como São

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

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

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

#### 2.2.14 Regulação de organismos prejudiciais a humanos

A perda de biodiversidade e a emergência de doenças compartilham vetores comuns – desflorestamento, poluição, modificação de águas superficiais, urbanização, dentre outros – que geram riscos diferenciados de exposição aos patógenos, ao modificar a dinâmica da comunidade ecológica (WHO 2005). Estima-se que em 60% das doenças infecciosas que acometem humanos, o patógeno tenha se multiplicado ou vivido parte de seu ciclo em um ou mais organismos, demonstrando a importância da riqueza biológica na regulação dos processos infecciosos. Os ambientes ricos em espécies animais permitem ao patógeno circular por uma gama de vetores e hospedeiros, que impedem ou dificultam o ciclo de transmissão (Johns & Maundu 2006; Schmidt & Ostfeld 2001; Keesing *et al.* 2006). Isso contribui para que permaneçam baixas as taxas de transmissão bem-sucedida do patógeno no meio natural, embora seja reconhecido que as complexas interações vetor-hospedeiro-patógeno gerem riscos de infecção muito diferentes para cada doença (Randolph & Dobson 2012). Essa relação inversa entre a biodiversidade e o risco de doenças foi observada para várias enfermidades com ciclos epidemiológicos simples ou complexos, incluindo algumas de relevância no contexto brasileiro (e.g., esquistossomose e hantavirose) (Schmidt & Ostfeld 2001; Keesing *et al.* 2006). Outro fator relevante que surge da riqueza biológica é a possibilidade de monitorar surtos de doenças que emergem primeiro no ambiente natural. Essa estratégia foi utilizada em alguns municípios brasileiros durante o maior surto de febre amarela registrado nos últimos 70 anos, que ocorreu em 2017. Entre dezembro de 2016 e janeiro de 2017 foram confirmados 326 casos da doença e 109 óbitos, a maior parte deles em Minas Gerais<sup>13</sup>. Como comparação, no período de 1980 a 2004, foram confirmados 662 casos de febre amarela com 339 óbitos<sup>14</sup>.

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

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

#### 2.2.15 Polinização

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

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

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

Estimativas indicam que entre 40 e 90% das árvores nativas brasileiras são polinizadas por abelhas sem ferrão (Meliponini) (Kerr *et al.* 1996: 13; Rodrigues 2005: 5; Coletto-Silva 2005: 6). Muitos povos indígenas<sup>15</sup> detêm amplo conhecimento associado a essas abelhas que constituem elementos importantes em sua vida sociocultural, incluindo nichos, estruturas dos ninhos, ciclo de vida, alimentação, comportamento, ecologia e morfologia de melipolíneos.

### 2.2.16 Regulação da acidificação dos oceanos

Os oceanos desempenham um papel importante na absorção de uma fração significativa de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) atmosférico, sendo estimada em cerca de  $-2.0 \pm 1.0 \text{ Pg C yr}^{-1}$  quando considera-se o ano 2000 como referência (Takahashi *et al.* 2009). Por outro lado, sabe-se que aproximadamente 30% das emissões antrópicas de CO<sub>2</sub> são absorvidas pelos oceanos (Le Quéré *et al.* 2016). Em longo prazo, isso resulta no processo de acidificação dos oceanos, devido à diminuição do pH da água do mar. Porém, ainda existem incertezas em relação (i) às taxas de transferência desse gás entre os compartimentos (atmosfera, oceanos etc.), (ii) ao comportamento esperado das zonas costeiras e determinadas zonas oceânicas, i.e., atuação como zonas emissoras ou absorvedoras desse gás, e (iii) aos processos principais envolvidos no controle dessas trocas gasosas em várias regiões do globo, como é o caso do oceano Atlântico Sul (Doney *et al.* 2009a, 2009b).

Até o momento, são poucas as estimativas já realizadas nas margens da costa brasileira com foco nesses três fatores acima (e.g. Kerr *et al.* 2016; Lencina-Avila *et al.* 2016; Ito *et al.* 2016; Ito *et al.* 2005; Orselli *et al.* 2019). Os estudos mais recentes indicaram que certas regiões da plataforma e quebra de plataforma continental sudeste do Brasil atuaram como zonas emissoras de CO<sub>2</sub> durante os períodos de primavera/verão de 2010/2011 (Ito *et al.* 2016), primavera de 2014 (Kerr *et al.* 2016) e inverno de 2015 (Orselli *et al.* 2019). Em oposição, parte da plataforma continental sul apresentou um comportamento de absorção de CO<sub>2</sub> na primavera de 2011 (Lencina-Avila *et al.* 2016). Considerando o armazenamento de parcelas antropogênicas de CO<sub>2</sub> e as taxas de alteração do pH nos oceanos, observou-se que a água central do Atlântico Sul (~400 m de profundidade), que aflora em superfície na costa do Rio de Janeiro, tem acidificado (i.e., diminuído seu pH) a uma taxa de  $-0.0016 \text{ ano}^{-1}$  (Salt *et al.* 2015). Isto pode ser potencialmente prejudicial para o desenvolvimento de organismos marinhos,

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

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

### 2.2.17 Formação e proteção de solos e sedimentos

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

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

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

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

### 2.3.1 Segurança alimentar

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

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

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

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

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

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

### 2.3.2 Segurança hídrica

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

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

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

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

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

#### ESTUDO DE CASO 1

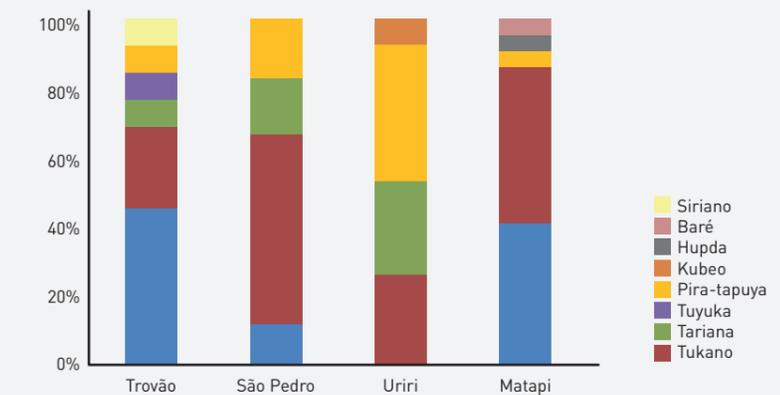
##### Cerrado e Pantanal

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

#### ESTUDO DE CASO 2

##### Amazônia

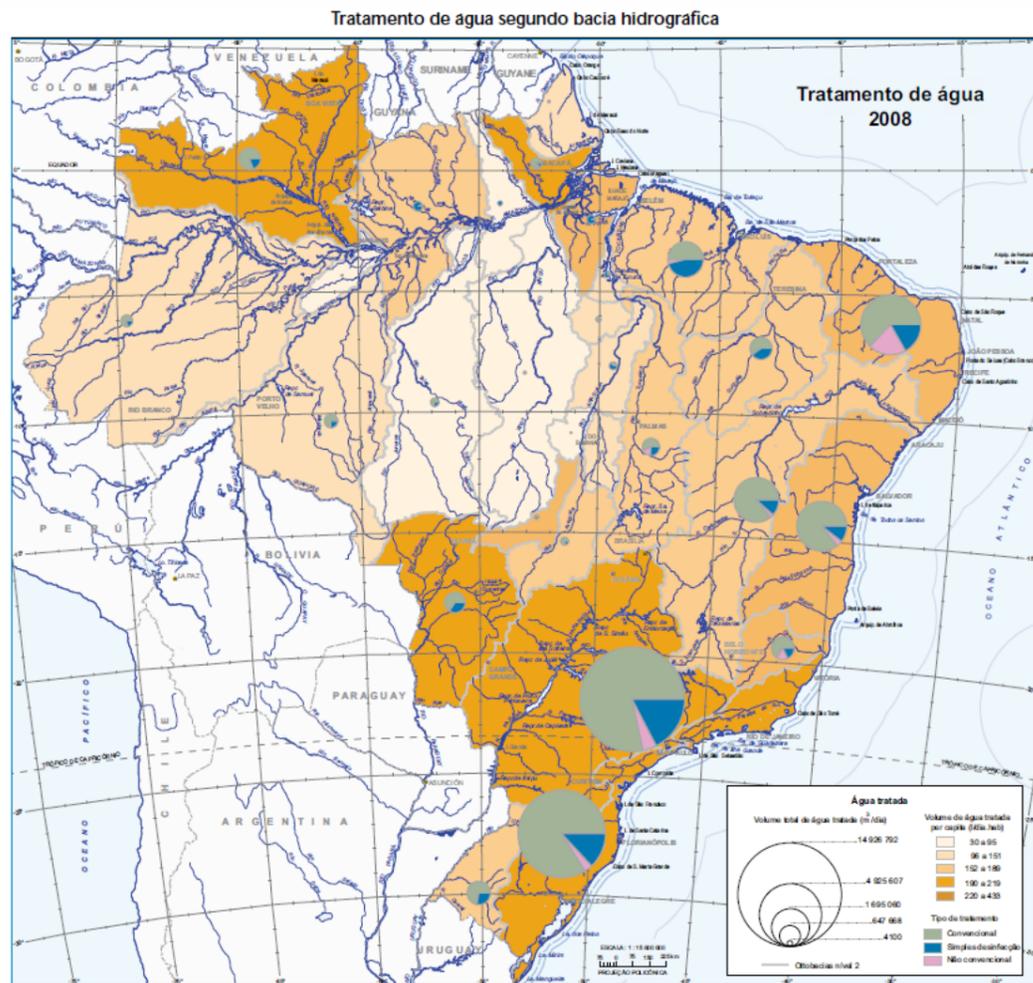
Gonçalves (2017) investigou as plantas alimentícias utilizadas pelos povos indígenas da Bacia do rio Uaupés/AM oriundas de cultivos agroflorestais e do extrativismo. Foram identificadas 163 plantas, pertencentes a 51 famílias botânicas e 106 gêneros, que são cultivadas/coletadas de vários tipos de ambientes,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



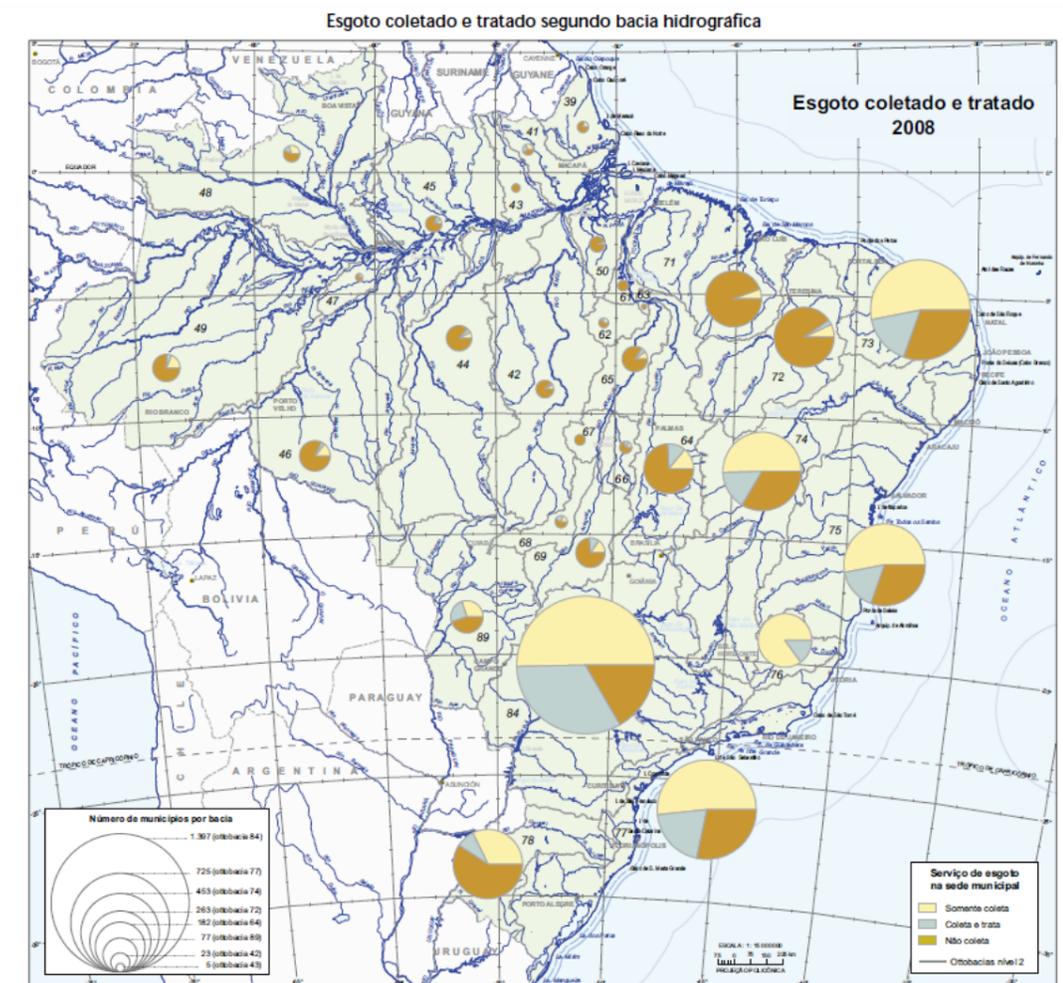
(a) Composição étnica dos entrevistados nas comunidades de Trovão, São Pedro, Uriri e Matapi no Baixo Rio Uaupés-AM.



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



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



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

### 2.3.3 Segurança energética

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

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

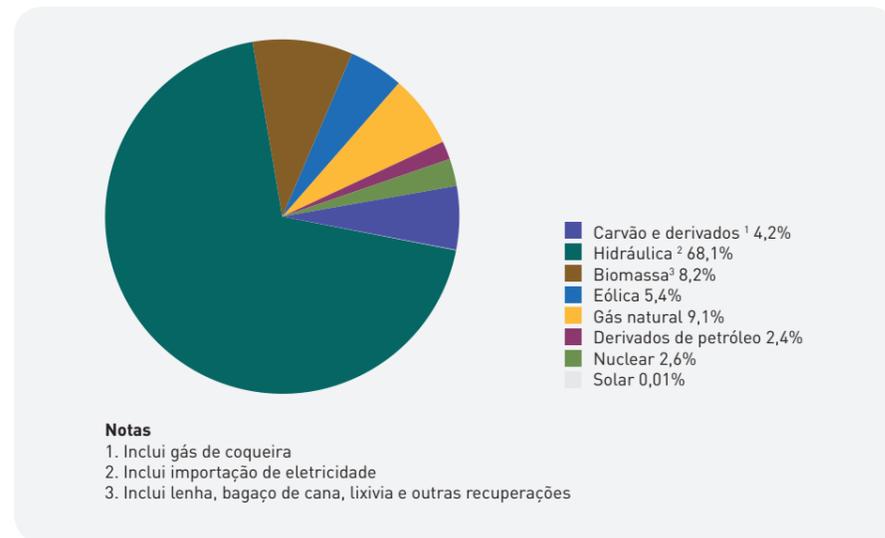


Figura 2.19. Oferta interna de energia elétrica por fonte (Brasil 2017b).

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

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

No Brasil, a produção comercial de lenha e carvão originários da extração de florestas nativas vem caindo, ao passo que a de origem silvicultural cresce. Entre 2007-2009 foram produzidas 17,5 milhões de toneladas de carvão vegetal e 250 milhões de m<sup>3</sup> de lenha. Os principais consumidores são o setor industrial e o residencial (Moreira 2011). Na região Nordeste, a lenha oriunda principalmente de florestas nativas (Moreira 2011) é a segunda fonte energética (Gariglio *et al.* 2010), utilizada por 60% das famílias para a cocção de alimentos (Santos & Gomes 2009).

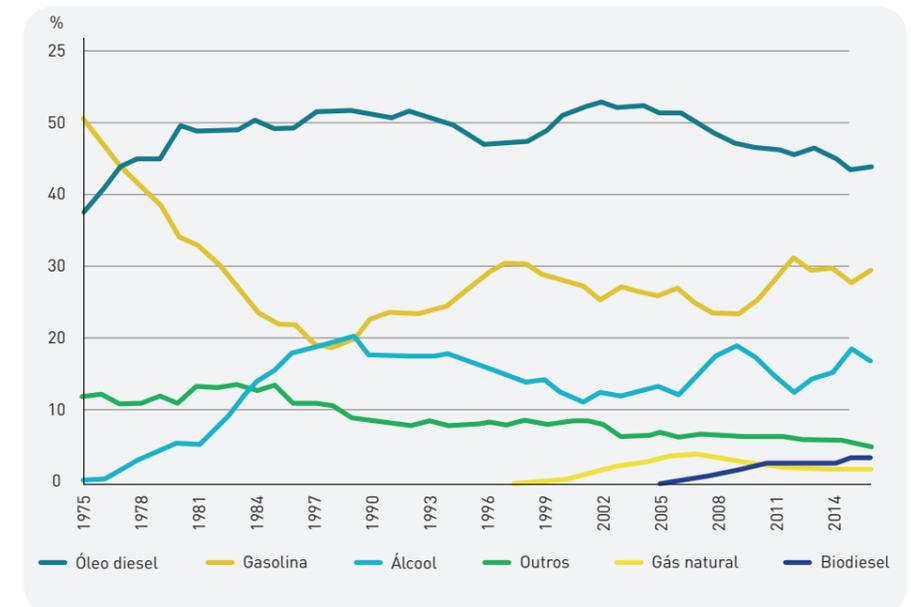


Figura 2.20. Estrutura do consumo de combustíveis no setor de transportes (Brasil 2017b).

### 2.3.4 Saúde

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

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

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

### 2.3.5 Segurança de renda

“Acabar com a pobreza em todas as suas formas, em todos os lugares” é a meta do 1º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Para tanto, é preciso proporcionar segurança de renda e modos de vida resilientes. Nas últimas duas décadas, o Brasil teve bons avanços na redução da pobreza: em 2001, 24,7% da população vivia com menos de US\$ 1,90 por dia<sup>16</sup> e desde 2012 esse percentual é de menos de 10%<sup>17</sup>.

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

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

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

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

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

## ESTUDO DE CASO 3

### Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

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

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

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

As práticas e o conhecimento dos agricultores levam à conservação de um imenso leque de plantas cultivadas. A diversidade dessas plantas resulta de pressões contínuas ao longo do tempo, tanto naturais como antrópicas, de seleção e diversificação. A riqueza das contribuições dos povos locais para a agrobiodiversidade no território brasileiro vem sendo documentada desde o início da agricultura até hoje: por exemplo, 19 plantas foram domesticadas<sup>18</sup> nas terras baixas neotro-

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

#### 2.4.3 Manejo do fogo e biodiversidade: a mudança de paradigma

Além da agricultura, as comunidades indígenas e tradicionais do Brasil costumam usar o fogo para outras atividades produtivas (extrativismo, criação de gado) e para o manejo da paisagem. Diversas pesquisas feitas no bioma Cerrado evidenciam um manejo tradicional do fogo em mosaico<sup>19</sup>, que contribui para a heterogeneidade da vegetação, previne os incêndios e responde a uma diversidade de objetivos (Welch *et al.* 2013; Melo & Saito 2011; Mistry *et al.* 2005; Borges *et al.* 2016). Essas práticas e técnicas estão cada vez mais ameaçadas pela perda de conhecimento, pelas mudanças climáticas e por políticas de proibição do fogo. Porém, há um crescente reconhecimento de que nos ecossistemas pirofiti-

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

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

### 2.3.4 Manejo da caça

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

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

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

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

### 2.3.5 Manejo da pesca

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

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

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

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

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

## 2.5 PEGADA ECOLÓGICA E BIOCAPACIDADE

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

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

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

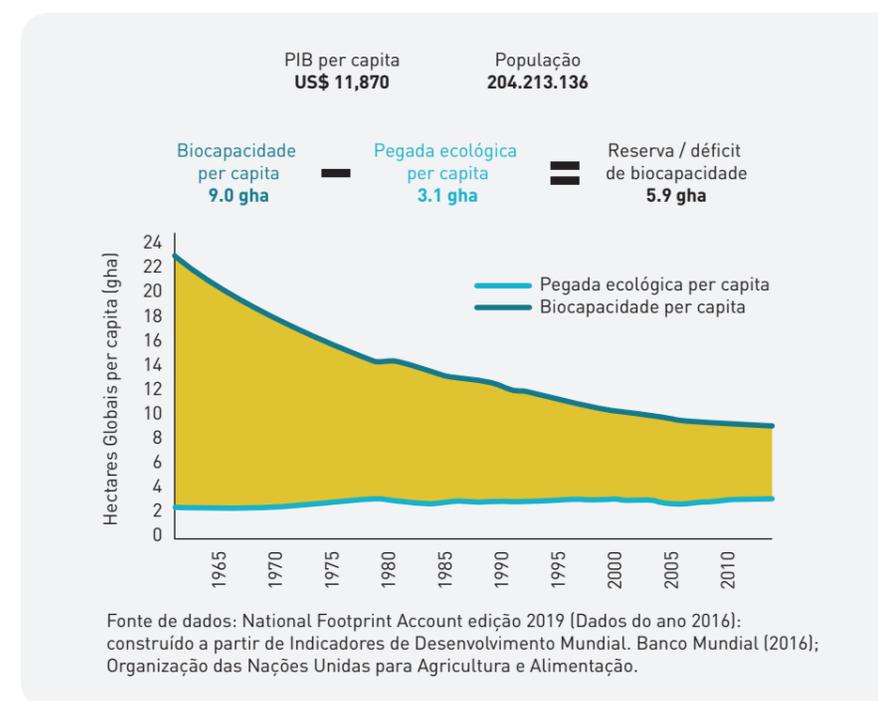
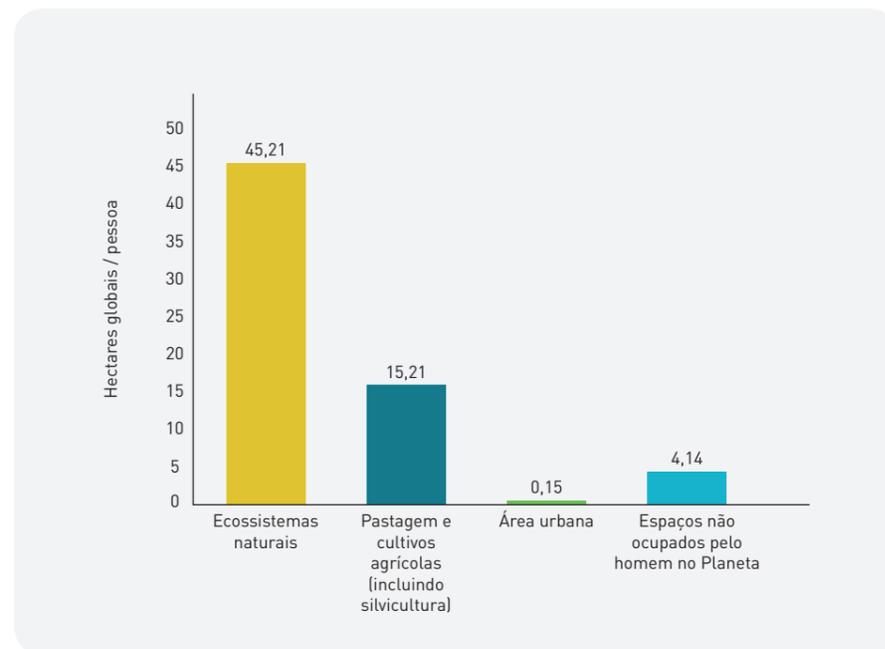


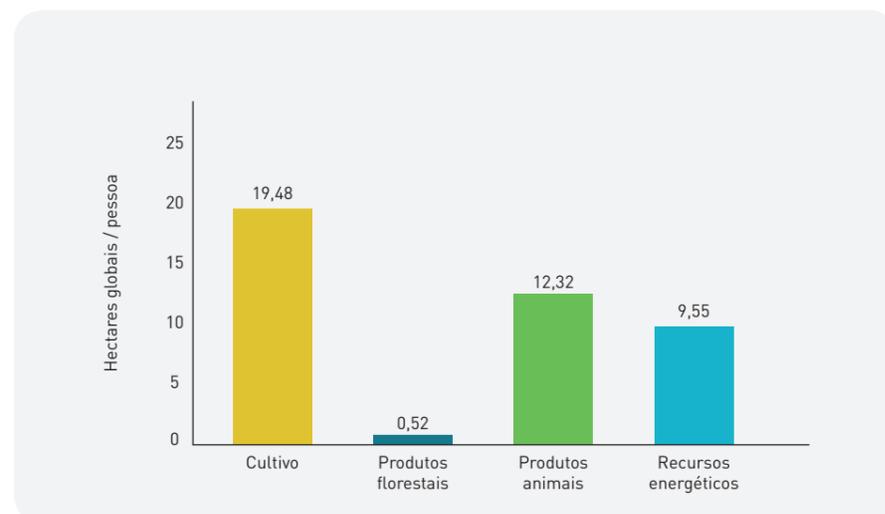
Figura 2.21. Tendência da pegada ecológica e da biocapacidade brasileira entre 1961 e 2014.

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

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



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



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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

## 2.7 LACUNAS DE DADOS E CONHECIMENTO

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

## 2.8 AGRADECIMENTOS

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

- (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 822 p.
- Oliveira-Filho A T & Fontes M A L (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica*, 32(4b): 793-810
- Oliveira-Filho A T *et al.* (2015). Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8: 242-260
- ONU (2014). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights*. New York: Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- Overbeck G E *et al.* (2007). Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 101-116
- Pascual U *et al.* (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustainability*, 26: 7-16
- Pauchard A. & Barbosa O (2013). Regional assessment of Latin America: rapid urban development and social economic inequity threaten biodiversity hotspots, in T. Elmquist *et al.* (eds.) *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: a global assessment*. Springer. pp. 589-608.
- PBL Netherlands Environmental Assessment Agency (2012). *Roads from Rio+20. Pathways to achieve global sustainability goals by 2050*. The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Pelicice FM *et al.* (2017). Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18(6): 1119-1133. doi: 10.1111/faf.12228
- Pelicice F M *et al.* (2014). Serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: The naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7(1): 55-60
- Piedade M T F *et al.* (2012). As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro [Código florestal. O que os legisladores precisam saber]. Brasília: Comitê Brasil para a Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável. pp 9-17.
- Pillar V P, Andrade B O, Dadalt L (2015). Serviços Ecosistêmicos. In: Pillar V D & Lange O (ed.). *Os Campos do Sul*. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos, p. 117-119.
- Pires A P F *et al.* (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 187-193. doi: 10.1016/j.pecon.2017.08.003
- Pires A P F *et al.* (2018). Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. *Ecosystem Services*, 34: 68-73
- Pitcock J, Hansen L J & Abell R (2008). Running dry: freshwater biodiversity, protected areas and climate change. *Biodiversity*, 9(3-4): 30-38
- Posey D. (1982). *Keepers of the Forest*. Garden, 6: 18-24
- Queiroz L. P. *et al.* (2017). Diversity and Evolution of the Flowering Plants of the Caatinga Domain. In JMC da Silva, IR Leal & M Tabarelli (eds.) *Biodiversity, Ecosystem Services and Sustainable Development in Caatinga*. Springer. doi: 10.1007/978-3-319-68339-3\_2
- Rodrigues M. T. (2003). Herpetofauna da Caatinga. Pp. 181-236 273 in IR Leal, M Tabarelli & JMC da Silva (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 822 p.
- Roubach R. *et al.* (2003). Aquaculture in Brazil. *World Aquaculture Magazine*, 34(1): 28-34
- Sabino, J; Krause, M. 2014. *Pantanal Terra e Água*. 1 ed. Curitiba: Underwater Books. 252 p.
- Sacco A G, Bergman F B & Rui A M (2013). Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 13(2): 153-162
- Scarano F R & Ceotto P (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity Conservation*, 24:2319-2331 doi: 10.1007/s10531-015-0972-y
- Scarano F R (2017). Ecosystem-based adaptation to climate change: concept, scalability and a role for conservation science. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15: 65-73 doi: 10.1016/j.pecon.2017.05.003
- Scarano F R, Guimarães A, da Silva J M (2012). Lead by example. *Science*, 486: 25-27
- Scremin-Dias E, Lorenz-Lemke A P, Oliveira A K (2011). The floristic heterogeneity of the Pantanal and the occurrence of species with different adaptive strategies to water stress. *Brazilian Journal of Biology*, 71 (1): Suppl. 1: 275-282
- Sidonio L (2012). *Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades*. BNDES Setorial 35: 421-463
- Silva J M C *et al.* (2003). Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. Pp 237-273 in IR Leal, M Tabarelli & JMC da Silva (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 822 p.
- Soule M E & Wilcox B A (1980). *Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective*, Sinauer, Sunderland, MA.
- Sparovek G *et al.* (2015). Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. *Environmental Science and Technology*, 17: 1377-1396
- Sperandelli D I *et al.* (2013). Dynamics of urban sprawl, vacant land, and green spaces on the metropolitan fringe of São Paulo, Brazil. *Journal of Urban Planning and Development*, 139(4): 274-279
- Strassburg B B N *et al.* (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1: 0099.
- SUDAM (2009). *Amazônia Legal*. <http://www.amazonialegal.com.br/textos/Sudam.htm>
- Tundisi J G (2006). *Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos*. *Revista USP*, (70), 24-35.
- Tundisi J G & Tundisi T M (2016). *Limnologia*. Oficina de textos.
- Unesco (2001). *Declaração universal sobre a diversidade cultural*. [http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/CLT/diversity/pdf/declaration\\_cultural\\_diversity\\_pt.pdf](http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/CLT/diversity/pdf/declaration_cultural_diversity_pt.pdf)
- Willink P W *et al.* (2000). A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Bulletin of Biological Assessment* 18, Conservation International, Washington, D.C.
- Wilson EO (1988). *Biodiversity*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/989>. 538 pages
- Winemiller K O *et al.* (2016). Balancing hydro-power and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269): 128-129.
- WWF (2016). *Bacia do Alto Paraguai – uso e ocupação do solo*. WWF-Brasil e Fundação Tuiuiu. Brasília. 33p.
- indicadores de mudanças ecológicas nos ecossistemas aquáticos da região lacustre de Penalva, área de proteção ambiental da Baixada Maranhense-I. Peixes. In: Alves AG, Lucena RF, Albuquerque UP. *Atualidades em etnobiologia e etnoecologia*. Recife: SBEE. 2005. p. 61-80.
- Almeida M (2013). Caipora e outros conflitos ontológicos. *Revista de Antropologia da UFSCar*, 5(1):7-28
- Almeida O T (2006). *A Indústria pesqueira na Amazônia*. PRÓVÁRZEA/MMA. 107 p.
- Alvard M S (1998). Indigenous hunting in the Neotropics: conservation or optimal foraging? In: Caro TM (Ed.). *Behavioral ecology and conservation biology*. Oxford: Oxford University Press, 1998. p. 474-500.
- Alves L F, Santos P F (2013). Brazilian biodiversity as a source of new medicines. *Revista Brasileira de Farmácia*, 94 (3): 307-320.
- Alves R R, Mendonça L E, Confessor M V, *et al.* (2009). Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5:12. doi:10.1186/1746-4269-5-12
- Amado-Filho M, Pereira-Filho G H (2012). Rhodolith beds in Brazil: a new potential habitat for marine bioprospection. *Brazilian Journal of Pharmacognosy*, 22(4):782-788. doi:10.1590/s0102-695x2012005000066
- Amaral B D (2004). Fishing territoriality and diversity between the ethnic populations Ashaninka/Kaxinawá, river Breu, Brazil/Peru. *Acta Amazônica*, 34 (1): 75-88. doi:10.1590/S0044-59672004000100010
- Amaral B D (2005). Fisheries and fishing effort at the Indigenous reserves Ashaninka/Kaxinawá, river Breu, Brazil/Peru. *Acta Amazônica*, 35 (2): 133-144. doi:10.1590/S0044-59672005000200004
- Amorozo M C (2013). *Sistemas agrícolas de pequena escala e a manutenção da agrobiodiversidade: uma revisão e contribuições*. Botucatu: UNESP, FCA. 120 p.
- ANA (2012). *Agência Nacional de Águas. Atlas Brasil – Abastecimento urbano de água. Panorama nacional. Vol 1*. Acesso em Ago/2018. <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf>
- ANA (2016). *Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos. Informe 2016*. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos (SPRH), Brasília – DF. Acesso em Dez/2017. <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe-conjuntura-2016.pdf>
- Anderson A B, Posey D A (1985). Manejo de cerrado pelos índios Kayapó. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 2: 77-98
- Anderson A B, Posey D A (1987). *Reflorestamento indígena*. *Ciência Hoje*, 6 (31): 44-50
- Anderson A B, Posey D A (1989). Management of a tropical scrub savannah by the Gorotire Kayapo of Brazil. In: Posey D A, Balee W (eds.) *Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*. Ad-

- vances in Economic Botany, 7, New York Botanical Garden: New York, USA, p. 159-173.
- Antunes A P, Fewster R M, Venticinque E M, *et al.* (2016). Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, 2. doi:10.1126/sciadv.1600936
- Arakaki A H, Scheidt G N, Portella A C, *et al.* (2009). The baru (*Dipteryx alata* Vog.) as alternative for sustainability in the area of Cerrado forest fragment in the Mato Grosso South. *Interações (Campo Grande)*, 10(1): 31-39. doi:10.1590/S1518-70122009000100004
- Arcova F C, Cesar S F, Cicco V (1998). Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. *Revista do Instituto Florestal de São Paulo*, 10 (2): 185-96
- Arcova F C, Cicco V (1999). Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, 5 (6): 125-34
- Arnt R, Pinto L F, Pinto R, Martinelli P (1998). Panará: a volta dos índios gigantes. São Paulo: ISA. 166 p. doi:10.1590/S0034-77011998000100011
- Arruda Campos M A (2016). Na roça com os Pataxó: etnografia multiespécie da mandioca na aldeia Barra Velha do Monte Pascoa, sul da Bahia. Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação Interunidades Ecologia Aplicada da Universidade de São Paulo Esalq-CENA, Piracicaba. doi: 10.11606/T.91.2016.tde-09112016-164937
- Artaxo P, Rizzo L V, Brito J F, *et al.* (2013). Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. *Faraday Discuss*, 165: 203-235. doi: 10.1039/C3FD00052D
- Auzani S C, Giordani R C (2008). Inter-Relações entre espaço físico, modo de vida Mbyá-Guarani e alimentação na perspectiva da segurança alimentar: Reflexões sobre e área indígena Araça-Í em Piraquara/PR. *Espaço Ameríndio*, Porto Alegre, 2:1, p. 129-165. doi:10.22456/1982-6524.3115
- Avidos M F, Ferreira L T (2000). Frutos dos Cerrados: Preservação gera muitos frutos. *Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento*, 15(3): 36-41
- Azadi H, de Jong S, Derudder B, *et al.* (2012). Bitter sweet: How sustainable is bio-ethanol production in Brazil? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(6): 3599-3603. doi:10.1016/j.rser.2012.03.015
- Azzini A, Benatti Junior R, Arruda M C (1986). Características tecnológicas dos caules de juta visando a produção de pastas celulósicas para papel. *Bragantia*, 45(2): 249-255. doi:10.1590/S0006-87051986000200005
- Azzini A, Salgado A L, Savy Filho A, Banzatto N V (1981). Restos vegetais da cultura da mamona como matéria-prima para celulose. *Bragantia*, 40(1): 115-124
- Azzini A, Zimback L, Gondim-Tomaz RM (1996). Palha de cana-de-açúcar como matéria-prima na obtenção de fibras celulósicas para papel. *Bragantia*, 55(1): 137-140
- Bachelet C, Vilhena Vialou A, Ceccantini G, Vialou D (2011). Aroeira's firebrand in an Archaeological context: anthracology contribution to understanding the relationship between man and his environment. *Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia (USP)*, 21, p. 115-127.
- Baer G, Langdon E J M (org.) (1992). *Portals of power: Shamanism in South Albuquerque*: University of New Mexico Press.
- Bairros EC (2011). Os butiazais do Salsal e Quatepe: história, situação atual e potencialidades – Quaraí/RS. Monografia (Graduação em Gestão para o Desenvolvimento Rural) – Curso de Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural, Universidade Feral do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Baldauf C (2012). Key research issues in global dry forests: Latin America. Unpublished report, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Baldauf C, Hanazaki N, Reis MS (2007). Caracterização etnobotânica dos sistemas de manejo de samambaia-preta (*Rumohra adiantiformis* (G. Forst) Ching – *Dryopteridaceae*) utilizados no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 21 (4): 823-834
- Balée W (1986). Análise preliminar de inventário florestal e a etnobotânica Ka'apor (Maranhão). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 2(2): 141-167
- Balée W (1987). A etnobotânica quantitativa dos índios Tembé (Rio Gurupi, Pará). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 3(1): 29-50
- Balée W (1989). Nomenclatural patterns in Ka'apor ethnobotany. *Journal Ethnobiology*, Béliem, Departamento de Programas e Projetos Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Balée, W (1993a). Biodiversidade e os índios amazônicos. *In*: Carneiro da Cunha M, Viveiros de Castro E (Org.). *Amazônia etnologia e história indígena*, São Paulo: NHI/USP.
- Balée W (1993b). Indigenous transformation of Amazonian forests: an example from Maranhão, Brazil. *L'Homme*, 33: 231-254
- Balée W (1994). Footprints of the forest: Ka'apor ethnobotany – The historical ecology of plant utilization by an amazonian people. New York: Columbia University Press
- Balée W (2010a). Amazonian dark earths. *Tipiti. Journal of the Society for the Anthropology of Lowland South America*, 8 (1): Article 3. 1-18
- Balée W (2010b). Contingent diversity on anthropic landscapes. *Diversity*, 2: 163-181
- Balée W (2013). Cultural forests of the amazon: A historical ecology of people and their landscapes. Tuscaloosa: University of Alabama Press.
- Balée WL (1985). Ka'apor ritual hunting. *Human Ecology*, 13(4): 485-510. doi: 10.1007/BF01531156
- Balée W, Gély A (1989). Managed forest succession in Amazonia: the Kaapor case. *Advances in Economic Botany*, 7: 129-158
- Balée W, Posey D (orgs.) (1989). *Resource Management in Amazonia: Indigenous and Folk Strategies*. New York: New York Botanical Garden.
- Ball, Brancalion PH (2016). Governance challenges for commercial exploitation of a non-timber forest product by marginalized rural communities. *Environmental Conservation*, 43(3): 208-220. doi: 10.1017/S0376892916000072
- Ball C (2011). As spirits speak: interaction in Wauja Exoteric Ritual. *Journal de la Société des Américanistes*, 97-1. doi:10.4000/jsa.11657
- Banco Mundial (2014). Access to electricity (% of population). Acesso em Jun/2017 <http://data.worldbank.org/indicator/EG.ELC.ACCS.ZS?page=1>
- Barbosa RI, Freitas Luz FJ, Nascimento Filho HR, Maduro CB (2006). *Pimentas de Roraima, catálogo de referência*. Manaus: INPA, EDUA, FAPEAM, 93 p.
- Barboza RD, Lopes SF, Souto WM, *et al.* (2016). The role of game mammals as bushmeat in the Caatinga, northeast Brazil. *Ecology and Society*, 21:2. doi:10.5751/ES-08358-210202
- Barcelos Neto A (2002). A arte dos sonhos – uma iconografia ameríndia, Lisboa, Museu Nacional de Etnologia. Assírio & Alvim, 276 pp.
- Barlow J, Parry L, Toby A *et al.* (2012). The critical importance of considering fire in REDD+ programs. *Biological Conservation*, 154 (0): 1-8. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.034
- Barra CS, Dias C (orgs.) (2012). Peixes, pescarias e os modos de viver no médio Rio Negro. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2012. [Série pescarias no Rio Negro; v. 3].
- Barreto CT, Cardoso AM, Coimbra Jr. CE (2014). Estado nutricional de crianças indígenas Guarani nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. *Cadernos Saúde Pública*, 30 (3): 657-662 doi:10.1590/0102-311X00117813
- Barros FB, Azevedo PD (2014). Common opossum (*Didelphis marsupialis* Linnaeus, 1758): food and medicine for people in the Amazon. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10:65
- Barthem RM, Goulding M (1997). The catfish connection: ecology, migration and conservation of Amazonian predators. New York, Columbia University Press, 1997. 34. doi:10.1577/1548-8659(1998)127<1082b:TCCEMA>2.0.CO;2
- Barthem RB, Goulding M (2007). Um ecossistema inesperado – A Amazônia revelada pela pesca. Amazon Conservation Association/Sociedade Civil Mamirauá. Lima, Peru, p. 241.
- Basso E (1985). A musical view of the universe. Philadelphia: University of Pennsylvania Press. doi:10.2307/540153
- Bastos R M (2013). A festa da jaguatirica. Florianópolis: UFSC.
- Beckerman S (1983). Optimum foraging group size for a human population: the case of Bari fishing. *American Zoologist*, 23: 283 – 290 doi:10.1093/icb/23.2.283
- Begossi A (1996). The fishers and buyers from Búzios Island (Brazil): kin ties and production. *Ciência e Cultura*, 48 (3): 142-147
- Begossi A, Figueiredo J L (1995). Ethnoichthyology of Southern coastal fishermen: cases from Búzios Island and Sepetiba Bay. *Bulletin of Marine Science*, 56(2): 710- 717
- Begossi A & Garavello J C (1990). Notes on the ethnoichthyology of fishermen from the Tocantins river (Brazil). *Acta Amazonica*, 20: 341-351. doi:10.1590/1809-43921990201351
- Beraldo-souza T V (2016). Recreation classification, tourism demand and economic impact analyses of the federal protected areas of Brazil. Tese de Doutorado – University of Florida.
- Bertini M A, Rufino RR, Fushita A T, Lima M I (2016). Public green areas and urban environmental quality of the city of São Carlos, São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76(3):700-707. doi:10.1590/1519-6984.01515.
- Biavatti M W, Morensi V, Leite S N, Reis A (2007). Ethnopharmacognostic Survey on Botanical Compendia for Potential Cosmeceutic Species from Atlantic Forest. *Revista Brasileira de Farmácia*, 17 (4): 640-653. doi:10.1590/S0102-695X2007000400025
- Bilvao BA, Leal AV, Méndez CL (2010). Indigenous use of fire and forest loss in Canaima National Park, Venezuela: Assessment of and tools for alternative strategies of fire management in Pemón indigenous landscape ecology. *Human Ecology*, 38: 663-673. doi:10.1007/s10745-010-9344-0
- Bittencourt AL, Krauspenhar PM (2006). Possible Prehistoric Anthropogenic Effect on *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze Expansion During The Late Holocene. *Revista Brasileira de Paleontologia*, 9 (1): 109-116
- Bodmer R E, Puertas P (2000). Community based co-management of wildlife in the Peruvian Amazon. *In*: Robinson J, Bennet E (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press. 395-409.
- Bodmer R E, Robinson J G (2004). Análise da sustentabilidade de caça em florestas tropicais no Peru – Estudo de caso. *In*: Cullen Jr. L, Rudran R, Valladares-Pádua C (Eds.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 593-629.
- Borba M F, Trindade J P, Boavista L R (2009). Pesquisa participativa para estratégias de manejo sustentável dos recursos forrageiros dos campos naturais: pressupostos e aspectos metodológicos. *Bagé: Embrapa Pecuária Sul*. 33 p.
- Borges J C (2014). Feira Krahó de sementes tradicionais: cosmologia, história e ritual no contexto de um projeto de segurança alimentar. Tese de Doutorado – Universidade de Brasília, Brasília-DF. 329 p.
- Borges R, Peixoto L A (2009). Conhecimento e uso de plantas em uma comunidade caiçara do litoral sul do Estado do Rio de

- Janeiro, Brasil. Acta Botanica Brasílica, 23(3): 769-779
- Borges SL, Eloy L, et al. (2016). Impactos do fogo em veredas no Cerrado: novas perspectivas a partir dos sistemas agrícolas tradicionais no Jalapão (Tocantins). Ambiente e Sociedade, 19(3): 275-300
- Bortolotto I M, Hiane P A, Ishii I H, et al. (2017). A knowledge network to promote the use and valorization of wild food plants in the Pantanal and Cerrado, Brazil. Regional Environmental Change, 17:1329-1341. doi:10.1007/s10113-016-1088-y
- Boster J (1983). A comparison of the diversity of Jivaroan gardens with that of the Tropical Forest. Human Ecology, 2(1): 47-67. doi:10.1007/BF00891230
- Boster J (1984). Classification, cultivation, and selection of Aguaruna cultivars of *Manihot esculenta* [Euphorbiaceae]. Advances in Economic Botany, 1: 34-47. doi:10.1007/BF02858802
- Boster J (1985). Selection for perceptual distinctiveness evidence from Aguaruna Jivaro varieties of *Manihot esculenta*. Economic Botany, 39(3): 310-325. doi:10.1007/BF02858802
- Bozarth SR, Price K, Woods WI, et al. (2009). Phytoliths and terra preta: The Hatahara site example. In: Woods WI, et al. (eds). Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's vision. Springer: Netherlands. p. 85-98. doi:10.1007/978-1-4020-9031-8\_4
- Brasil (2011). Boletim estatístico da pesca e aquicultura do ministério da pesca, MPA-Ministério da Pesca.
- Brasil (2012). Ministério da Pesca e Aquicultura. Boletim de registro geral da atividade pesqueira, 50p.
- Brasil (2014). 1o Anuário brasileiro de pesca e aquicultura. Acesso em Jan/2018. [http://formsus.datasus.gov.br/novoimgarq/16061/2489520\\_218117.pdf](http://formsus.datasus.gov.br/novoimgarq/16061/2489520_218117.pdf)
- Brasil (2016). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos. Acesso Dez/2017. <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/organicos/cadastro-nacional-produtores-organicos>
- Brasil (2017a). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2017. Projeções do Agronegócio 2016/2017 a 2026/2027, 127pp.
- Brasil (2017b). Balanço Energético Nacional. MME, Empresa de Pesquisa Energética (EPE), Brasília, DF.
- Brondizio E (2006). Intensificação agrícola, identidade econômica, e invisibilidade de pequenos produtores amazônicos: caboclos e colonos em uma perspectiva comparada. In: Adams C, Murrieta RS, Neves WA. (eds.) Sociedades caboclas amazônicas: modernidade e invisibilidade. AnaB-lume: São Paulo, p. 135-236.
- Brondizio E (2008). The Amazonian caboclo and the Açaí palm. Advances in Economic Botany, 16, New York: New York Botanical Gardens.
- Bruziguessi E P (2016). Árvores nativas do Cerrado na pastagem: Por quê? Como? Quais? Tese de doutorado [Ecologia] – Universidade de Brasília.
- Burman A, Filgueiras T S (1993). A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). Thaiszia, 3: 53-88
- Bustamante P G (2016). Rede da agrobiodiversidade do Semi-Árido mineiro. In: Seminários povos indígenas e comunidades locais nos diagnósticos da Plataforma da Biodiversidade (IPBES), Instituto de Estudos Avançados, USP, São Paulo.
- Bustamante P G, Lima D B, Vasconcelos R M (2014). Conservação de recursos genéticos junto aos povos tradicionais da região Norte de MG. Caderno de Ciência & Tecnologia, 31
- Büttow M V, Barbieri R L, Neitzke R S, Heiden G (2009). Conhecimento tradicional associado ao uso de butiás [*Butia spp.*, Arecaceae] no sul do Brasil. Revista Brasileira de Fruticultura, 31(4): 1069-1075
- Buzato S, Giannini T C, Machado I C, et al. (2012). Polinizadores vertebrados: uma visão geral para as espécies brasileiras. Polinizadores no Brasil: contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais. São Paulo, Edusp, 488pp, 119-141.
- Cabalzar A (2015). Kumurô, banco Tukano. São Paulo, São Gabriel da Cachoeira: ISA, FOIRN.
- Cabral de Oliveira J (2006). Classificações em cena: algumas formas de classificação das plantas cultivadas pelos Wajãpi do Amapari (AP). Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo. doi:10.11606/D.8.2006.tde-03092007-141754
- Cabral de Oliveira J (2008). Social networks and cultivated plants. Tipiti, 6:1-2, Oxford, p. 101-110.
- Caixeta de Queiroz R, Girardi L G (2012). Dispersão e concentração indígena nas fronteiras das Guianas: Análise do Caso Kaxuyana. Revista Brasileira do Caribe (Impresso), 13: 15-42
- Caixeta de Queiroz R (2015). Cosmologia e história waiwai e katxuyana: sobre os movimentos de fusão e dispersão dos povos (Yana). In: Denise Fajardo Grupioni; Lúcia M. M. de Andrade. [Org.]. Entre águas bravas e mansas: índios e quilombolas em Oriximiná. 1ed. São Paulo: Comissão Pró-Índio de São Paulo; Iepé, 2015, v., p. 104-133.
- Caixeta de Queiroz R (2008). Trombetas-Ma-puera: Território indígena. Brasília: Funai/PPTAL
- Calderón CE, Soderstrom TR (1980). The genera of *Bambusoideae* (Poaceae) of the American continent: keys and comments. Smithsonian Contributions to Botany, 44.
- Camargo FF, de Souza TR, da Costa RB (2014). Etnoecologia e etnobotânica em ambientes de Cerrado no estado de Mato Grosso. Interações, 15(2): 353-360 doi:10.20435/interacoes.v15i2.112
- Camargo JM, Posey DA (1990). O conhecimento dos Kayapó sobre as abelhas sociais sem ferrão (Meliponinae, Apidae, Hymenoptera): Notas Adicionais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Zoologia, 6 (1): 17-42.
- Camargo M, Ghilardi Jr. R (2009). Entre a terra, as águas e os pescadores do médio rio Xingu – uma abordagem ecológica. 329p.
- Cardoso TM, Modercin IF, Parra LB (2011). diagnóstico etnoambiental das terras indígenas Potiguara. Relatório Técnico, Organização das Nações Unidas para Ciência, Educação e Cultura – UNESCO/Fundação Nacional do Índio – FUNAI (Projeto 914BRA4008), Brasília.
- Cardozo EG, Muchavisoy HM, Silva HR, et al. (2015). Species richness increases income in agroforestry systems of eastern Amazonia. Agroforest Syst, 89, p. 901-916. doi:10.1007/s10457-015-9823-9
- Carmenta R, Parry L, et al. (2011). Understanding human-fire interactions in tropical forest regions: a case for interdisciplinary research across the natural and social sciences. Ecology and Society, 16:1, 53.
- Carneiro da Cunha M (2009). Cultura com aspas e outros ensaios. São Paulo: Cosac & Naif.
- Carneiro da Cunha M (2015). Traditional people, collectors of diversity. In: Anthropological Visions of Sustainable Futures, UCL London. doi:10.1057/978-1-137-56636-2\_15
- Carneiro da Cunha M, Cesarino PN (orgs.) (2014). Políticas culturais e povos indígenas. Editora Cultura Acadêmica.
- Carneiro da Cunha M, Morim de Lima A G (2017). How Amazonian Indigenous Peoples contribute to Biodiversity. In: Baptiste B, Pacheco D, Carneiro da Cunha M, Diaz S. (eds.), Knowing our Lands and Resources: Indigenous and Local Knowledge of Biodiversity and Ecosystem Services in the Americas. Knowledges of Nature 11. UNESCO: Paris.
- Carneiro D B, Barboza M S, Menezes M P (2010). Plantas nativas úteis na Vila dos Pescadores da Reserva Extrativista Marinha Caeté-Taperaçu, Pará, Brasil. Acta Botanica Brasílica, 24(4):1027-1033
- Caromano C F (2010). Fogo no mundo das águas: antracologia no sítio Hatahara, Amazônia Central. Dissertação [Mestrado em Arqueologia] – Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Caromano C F, Cascon L M, Neves E G, Scheel-Ybert R (2013). Revealing fires and rich diets: Macro- and micro-archaeobotanical analysis at the hatahara site, central Amazonia. Journal of the Society for the Anthropology of Lowland South America, 11(2): 40-51
- Carvalho Jr. JR, Fonseca MJ, Santana AR, Nakayama L (2011). O conhecimento etnoecológico dos pescadores yudjá, Terra Indígena Paquiçamba, Volta Grande do Rio Xingu, PA, MS. Tellus, 21: 123-147 doi:10.20435/tellus.v0i21.245
- Carvalho Jr. JR (2014). A etnoictologia de pescadores xikrin da terra indígena Trincheira Bacajá – Pará, Brasil. 2014. 199 f.
- Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2014. Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal.
- Carvalho-Borges M, Orselli IB, de Carvalho ML, Kerr R (2018). Seawater acidification and anthropogenic carbon distribution on the continental shelf and slope of the western South Atlantic Ocean. Journal of Marine Systems, 187:62-81. doi:10.1016/j.jmarsys.2018.06.008
- Cascon LM (2010). Alimentação na floresta tropical: um estudo de caso no sítio Hatahara, Amazônia Central, com base em microvestígios botânicos. Dissertação [Mestrado em Arqueologia] – Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CEPED/UFSC (2012) – Atlas brasileiro de desastres naturais 1991 a 2010: volume Brasil. Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis: Ceped/UFSC.
- CEPED/UFSC (2013) – Atlas brasileiro de desastres naturais: 1991 a 2012. Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. Florianópolis: CEPED UFSC, 2013. Disponível em: <http://150.162.127.14:8080/atlas/Brasil%20Rev%202.pdf>
- Cesarino P (2011). Oniska: a poética do xamanismo na Amazônia. São Paulo: Ed. Perspectiva, 2011.
- Cesarino P (2013). Quando a terra deixou de falar: cantos da mitologia Marubo. São Paulo: Ed. 34.
- Chernela JM (1986). Os cultivares da mandioca na área do Uaupés (Tukãno). In: Ribeiro D (ed.) Suma etnológica brasileira. Vozes: Finep: Rio de Janeiro, pp: 151-158.
- Chiou KL, Hastdorf CA (2014). A systematic approach to species-level identification of chile pepper [*Capsicum spp.*] seeds: establishing the groundwork for tracking the domestication and movement of chile peppers through the Americas and beyond. Economic Botany, 68(3):316-336 doi:10.1007/s12231-014-9279-2
- Clark K, Uhl C (1987). Farming, fishing, and fire in the history of Upper Rio Negro region of Venezuela. Human Ecology, 15(1): 1-26. doi:10.1007/BF00891369
- Clauzet M (2000). Ecologia da pesca artesanal de uma comunidade caiçara de Ubatuba (SP). Relatório de iniciação científica (PUC-SP) FAPESP.
- Clement CR (1999a). Castanha-do-Pará [*Bertholletia excelsa*]. In: Clay WJ, Sampaio TB, Clement CR (Eds.): Biodiversidade amazônica: exemplos e estratégias de utilização, Manaus: SEBRAE-PDET. p.118-131
- Clement CR (1999b). "1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources In: The relation between domestication and human population decline". Economic Botany,

- 53(2):188-202 doi:10.1007/BF02866498
- Clement CR, Cristo MA, D'eeckenbrugge GC, *et al.* (2010). Origin and domestication of native Amazonian crops. *Diversity*, 2: 72-106. doi:10.3390/d2010072
- Cohen Marleine (1996). O caminho de volta: a saga dos gigantes Panará. *In*: Ricardo, Carlos Alberto [Ed.]. Povos Indígenas no Brasil: 1991/1995. São Paulo: Instituto Socioambiental, 1996. p. 601-9.
- Coimbra Jr. CE, Santos RV, Escobar AL (orgs.) (2005). Epidemiologia e saúde dos povos indígenas no Brasil. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz; Rio de Janeiro: Abrasco, 260 p.
- Colding J, Folke C (2001). Social taboos: "invisible" systems of local resource management and biological conservation. *Ecological Applications*, 11(2): 584-600. doi:10.1890/1051-0761(2001)011-[0584:STISOL]2.0.CO;2
- Coletto-Silva A (2005). Implicações na implantação da meliponicultura e etnobiologia de abelhas sem ferrão em três comunidades indígenas no estado do Amazonas. Tese de Doutorado, INPA / UFAM.
- CONSEA (2017). Tekoha: direitos dos povos Guarani e Kaiowá: visita do Consea ao Mato Grosso do Sul. Conselho Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (Brasil) – Brasília: Presidência da República, 126 p.
- Cormier L (2003). Kinship with monkeys: the Awá-Guajá foragers of Eastern Amazonia. New York: C
- Costa-Neto E M (2000). Restrições e preferências alimentares em comunidades de pescadores do município de Conde, Estado da Bahia, Brasil. *Revista de Nutrição*, 13(2): 117-126 doi:10.1590/S1415-52732000000200006
- Costa-Neto E M (2001). A cultura pesqueira do litoral norte da Bahia. *Etnoictiologia, desenvolvimento e sustentabilidade*. Salvador: EDUFBA; Maceió: EDUFAL, 2001. 159p.
- Costa-Neto E M (2004). Estudos etnoetnológicos no estado da Bahia, Brasil: uma homenagem aos 50 anos do campo de pesquisa. *Biotemas* 17(1): 117-149. doi:10.5007/%25x
- Costa-Neto EM, Marques JG (2000). Etnoictiologia dos pescadores artesanais de Siribinha, município de Conde (Bahia): Aspectos relacionados com a etologia dos peixes. *Acta Scientiarum*, 22(2):553-60
- Costa-Neto E M, Dias C V, Melo M N (2002). O conhecimento ictiológico tradicional dos pescadores da cidade de Barra, região do médio São Francisco, Estado da Bahia, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24(2): 561-572
- Costa-Ribeiro AM (2002). Senhores da memória: uma história do Nambiquara do cerrado. UNICEN Publicações/UNESCO, Cuiabá, MT.
- Costa MH (1988). O mundo dos Mehináku e suas representações visuais. Brasília, Editora Universidade de Brasília – UnB. 159p.
- Costa ML, Rodrigues SF, Hohn H (2006). Jarina: o marfim das biojóias da Amazônia. REM: Revista Escola de Minas, 59(4): 367-371. doi:10.1590/S0370-44672006000400003
- Costa TP (2011). Frutas da Caatinga. Editora e Gráfica Franciscana Ltda. Juazeiro/BA.
- Coutinho CR, Santo VB, Pinto PJ, *et al.* (2016). Entomofagia: Insetos como fonte alimentícia. *In*: IX Encontro de Pesquisa e Pós-Graduação, Encontros Universitários da UFC, Fortaleza, 1, p. 2102.
- Dawson A (1975). Graphic art and design of the Cashinahua. *In*: Dwyer JP (org.). The Cashinahua of Eastern Peru. Philadelphia: Haffenreffer Museum of Anthropology, p. 131-149.
- De Marco P, Coelho FM (2004). Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity & Conservation*, 13(7): 1245-1255. doi:10.1023/B:BI-OC.0000019402.51193.e8
- Demarchi A (2013). Figurar e desfigurar o corpo: peles, tintas e grafismos entre os Mebêngôkre (Kayapó). *In*: Lagrou E, Severi C (orgs) Quimera em diálogo: grafismo e figuração nas artes indígenas. Rio de Janeiro: 7 Letras, p. 247-276.
- Demarchi A (2014). Kukràdjà Nhipêjx: Fazendo cultura. Beleza, ritual e políticas da visualidade entre os Mebêngôkre (Kayapo). Tese de Doutorado (PPGSA/IFCS) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Denevan WM (2001). Cultivated landscapes of native Amazonia and the Andes. Oxford University Press, Oxford.
- Dias-de Jesus C, Almeida MW (2004). A floresta como mercado: caça e confitos na Reserva Extrativista do Alto Juruá – Acre. *Boletim Rede Amazônica*, 3(1): 9-27.
- Dias E, Laureano L (2009). Farmacopeia do Cerrado. Goiás: Articulação Pacari (Associação Pacari), 2009 352 p.: IL. color. isbn 978-85-62918-00-1. Acesso em Fev/2019. [http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf\\_agrobio/publicacao/89\\_publicacao01082011054912.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_agrobio/publicacao/89_publicacao01082011054912.pdf)
- Dias T, Zarur S, Freitas F, Bustamante P (2007). Etnociência na pesquisa agropecuária: a interação entre a Embrapa, povos indígenas e a Fundação Nacional do Índio. *Série Documentos*, 226, Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília.
- Diaz S, Demissew S, Carabias J, *et al.* (2015). The IPBES conceptual framework-connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:1-16. doi:10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Dixon RK, Brown S, Houghton RA, *et al.* (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263:185-190. doi:10.1126/science.263.5144.185
- Donadio NM, Galbiatti JA, Paula RC (2005). Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 115-125.
- Doney SC, Balch WM, Fabry VJ, Feely RA (2009b). Ocean acidification: a critical emerging problem for the ocean sciences. *Oceanography*, 22(4): 16-25
- Doney SC, Fabry VJ, Feely RA, Kleypas JA (2009a). Ocean acidification: the other CO2 problem. *Oceanography*, 22(4): 16-25. doi:10.1146/annurev.marine.010908.163834
- Dorta SF (1986). Plumária Indígena. *In*: Ribeiro B (Org.) *Suma etnológica Brasileira*, 3, Petrópolis: Vozes, p. 227-236.
- Dorta SF, Cury MX (2000). A plumária indígena brasileira no Museu de Arqueologia e Etnologia da USP, EdUSP.
- Dorta SF (1981). Etnografia de um artefato plumário. Coleção do Museu Paulista, Etnologia, 4. São Paulo.
- Dorta SF, Cury MX (2010). A plumária indígena brasileira no Museu de Arqueologia e etnologia da USP. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: MAE/Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2010.
- Dourado F, Arraes TC, Silva MF (2012). O megadesastre da região serrana do Rio de Janeiro: as causas do evento, os mecanismos dos movimentos de massa e a distribuição espacial dos investimentos de reconstrução no pós-desastre. *Anuário do Instituto de Geociências*, 35:2. doi:10.11137/2012\_2\_43\_54
- Duarte LF, Duran RS, Mendonça JT, Pinheiro MA (2014). Fishery of the Uçá crab *Ucides Cordatus (Linnaeus, 1763)* in mangrove area in Cananéia, state of São Paulo, Brazil: fishery performance, exploitation patterns and factors affecting the catches. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(3): 187-199. doi:10.1590/S1679-87592014068906203
- Durigan G, Ratter JA (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1): 11-15. doi:10.1111/1365-2664.12559
- Elias M, Rival L, McKey D (2000). Perception and management of cassava (*Manihot esculenta Crantz*) diversity among Makushi Amerindians of Guyana (South America). *Journal of Ethnobiology*, 20(2): 239-265
- Eloy L, Brondizio E, Do Pateo R (2014). New perspectives on mobility, urbanization, and resource management in riverine Amazônia. *Bulletin of Latin American Research*, 34(1):3-18 doi:10.1111/blr.12267
- Eloy L, Silveira PC, Barros ED, *et al.* (2012). O papel da cidade da agricultura familiar do semiárido: o exemplo do submédio São Francisco. *Cadernos Ceru (USP)*, 23: 185-204
- Embrapa (2016). Embrapa em números. Secretaria de Comunicação. Brasília, DF: Embrapa, 138 p
- Emperaire L, Velthem LH, Oliveira AG, *et al.* (2010). Dossiê de registro do sistema agrícola tradicional do Rio Negro, ACIM-RN / IPHAN / IRD / Unicamp-CNPq, (ORG) Emperaire L (textos de Manuela Carneiro da Cunha, Laure Emperaire, Esther Katz, Ana Gita de Oliveira, Juliana Santilli, Lúcia Hussak van Velthem). Brasília, 235p.
- Emperaire L (2000). A floresta em jogo: o extrativismo na Amazônia Central. São Paulo: Editora Unesp, Imprensa Oficial do Estado
- Emperaire L (2005). A biodiversidade agrícola na Amazônia brasileira: recurso e patrimônio. *Revista do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional*, 32
- Emperaire L, Eloy L (2008). A cidade, um foco de diversidade agrícola no Rio Negro (Amazonas, Brasil)? *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi*, 3(2): 195-211
- Emperaire L, Eloy L (2015). Amerindian agriculture in an urbanising Amazonia (Rio Negro, Brazil). *Bulletin of Latin American Research*, 34(1): 70-84. doi:10.1111/blr.12176
- Emperaire L, Peroni N (2007). Traditional management of agrobiodiversity in Brazil: A case study of manioc. *Human Ecology*, 35:6, p. 761-768.Erickson CL (2006). The domesticated landscapes of the Bolivian Amazon. *In*: Balée W, Erickson CL (eds.). Time and complexity in historical ecology: studies in the neotropical lowlands. Columbia University Press: New York, p: 235-278. doi:10.1007/s10745-007-9121-x
- EPE (2015) Anuário estatístico de energia elétrica. EPE Anuário estatístico. Ano Base 2015. Coord. Maurício T. Tolmasquim e Amílcar Guerreiro. Rio de Janeiro.
- Fabré N N, Alonso J C (1998). Recursos ícticos no Alto Amazonas: sua importância para as populações ribeirinhas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 14(1): 19-55
- Fabré N N, Barthem R B (2005). O manejo da pesca dos grandes bagres migradores. piramutaba e dourada no eixo Solimões-Amazonas. Manaus: PRÓVARZEA/MMA. 112 p.
- FAO (2017) Tramando e transformando: Justa Trama, a cadeia solidária do algodão agroecológico. Série Estudos sobre a cadeia de valor do algodão na América Latina e no Caribe. IBA: Brasília, p. 1-25.
- FAO (2003) Trade reforms and food security. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fauset S, Johnson M O, Gloor M, *et al.* (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*, 6: 6857. doi:10.5521/FORESTPLOTS.NET/2015\_1
- Fausto C (2008). Donos demais: maestria e domínio na Amazônia. *Mana Estudos de Antropologia Social*, 14(2): 329-366. doi:10.1590/S0104-93132008000200003
- Fearnside P M (2004). Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: Controversies 3528 provide a springboard for rethinking a supposedly "clean" energy source. An editorial comment. *Climatic Change*, 66(1-2): 1-8. doi:10.1023/B:-CLIM.0000043174.02841.23
- Fernandes-Ferreira HF, Mendocça SV, Albano C, *et al.* (2012). Hunting, use and conservation of birds in Northeast Brazil. *Biodiversity Conservation*, 21: 221-244. doi:10.1007/s10531-011-0179-9
- Fernandes-Pinto E (2017). Sítios naturais Sagrados do Brasil: inspirações para o reencantamento das áreas protegidas. Tese (Doutorado em Psicossociologia de Comunidades e Ecologia Social), Instituto de Psicologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- Fernando-Pinto E, Irving M A (2015). Sítios naturais sagrados no Brasil: o gigante desconhecido. *In: Hanazaki N et al.* (Orgs.). Culturas e biodiversidade: o presente que temos e o futuro que queremos. Anais do VII Seminário Brasileiro sobre Áreas Protegidas e Inclusão Social, Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. p. 397-408.
- Ferreira Barreto M, Soares de Freiras MC (2017). Segurança alimentar e nutricional e contaminação ambiental: tabu e estigma. *Ciência & Saúde Coletiva*, 22(2): 527-534. doi: 10.1590/1413-81232017222.10582016
- Ferreira L G, Souza S B, Arantes A E (2014). Radiografia das pastagens do Brasil. Goiânia: LAPIG/UFV. 214 p.
- Figueiredo R A, Barros F B (2016). Caçar, preparar e comer o 'bicho do mato': práticas alimentares entre os quilombolas na Reserva Extrativista Ipaú-Anilzinho (Pará). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Humanas*, 11(3): 691-713. doi:10.1590/1981.81222016000300009
- Figueroa A L (2016). Guaraná, a máquina do tempo dos Sateré-Mawé. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 11: 55-85. doi:10.1590/1981.81222016000100005
- Filgueiras T S (1988). Bambus nativos do Distrito Federal, Brasil. (Gramineae: *Bambusoideae*). *Revista Brasileira de Botânica*, 11: 47-66
- Filgueiras T S, Santos-Golçalves A P (2004). A checklist of the basal grasses and bamboos in Brazil. *The Journal of the American Bamboo Society*, 18(1): 7-18. doi:10.1600/036364409790139790
- Finco F D (2012). O Potencial dos Alimentos Tradicionais Funcionais no Contexto da segurança alimentar e nutricional no Brasil. *Revista Faz Ciência*, 14:19: 87-99
- Firmino F C, Binsfeld P C (2011). A biodiversidade brasileira como fonte de medicamentos para o SUS. 12 p. Acesso em Fev/2019 <http://www.cpgls.pucgoias.edu.br/6mostra/artigos/SAUDE/FABIANA%20COSTA%20FIRMINO.pdf>
- Fitzgerald L A, Chani J M, Donadio O E (1991). Tupinambis lizards in Argentina: implementing management of a traditionally exploited resource. *In: Robinson J, Redford K* (Eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago: University of Chicago Press, 1991. p. 303-316.
- Fortini L B, Carter D R (2014). The economic viability of smallholder timber production under expanding açai palm production in the Amazon estuary. *Journal of Forest Economics*, 20(3): 223-235 doi: 10.1016/j.jfe.2014.06.001
- Fowler D, Pilegaard K, Sutton M A, et al. (2009). Atmospheric composition change: ecosystems-atmosphere interactions. *Atmospheric Environment*, 43(33): 5193-5267. doi: 10.1016/j.atmosenv.2009.07.068
- Franchetto B (1986). Falar Kuikúro: estudo etnolinguístico de um povo caribe do Alto Xingu. Tese de Doutorado [Antropologia Social] - Rio de Janeiro: Museu Nacional/UF RJ.
- Franchetto B (1989). Forma e significado na poética oral kuikúro. *Amerindia* n° 14.
- Freese C H (1997). *Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation*. Baltimore: John Hopkins University Press.
- Freire E C (2000). Distribuição, coleta uso e preservação das espécies silvestres de algodão no Brasil. Campina Grande: Embrapa CNPA.
- Freire E C (2003). Tradition, change and land rights - Land use and territorial strategies among the Piaroa. *Critique of Anthropology*, 23(4): 349-372. doi: 10.1177/0308275X03234006
- Freitas B M (1995) The pollination efficiency of foraging bees on apple (*Malus domestica* Borkh) and cashew (*Anacardium occidentale* L.). Thesis, University of Wales, Cardiff, UK. 197p. 1995
- Freitas C E, Rivas A A (2006). A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. *Ciência e Cultura*, 58(3): 30-32
- Frota M J, Silva R B, Mothers B, et al. (2012). Current status on natural products with antitumor activity from Brazilian marine sponges. *Current Pharmaceutical Biotechnology*, 13:235-244. doi:10.2174/138920112798868674
- Fuglie K O, Wang S L, Ball V E (2012). Productivity growth in agriculture: an international perspective.
- FUNAI (2017) - Fundação Nacional do Índio. Terras indígenas. Acesso em Out/2017 <http://www.funai.gov.br/index.php/indios-no-brasil/terras-indigenas>
- Furlan C M, Moraes R M, Bulbovas P, et al. (2006) *Psidium guajava* 'Paluma' (the guava plant) as a new bio-indicator of ozone in the tropics. *Environmental Pollution* 147:691-695. doi: 10.1016/j.envpol.2006.09.014
- Gaion C P, Paschoarelli LC, Pereira MA (2001). O Bambu como matéria-prima para o design industrial: um estudo de caso. Bauru, SP: UNESP.
- Gallois D T (2002). Kusiwa: pintura corporal e arte gráfica wajápi. Rio de Janeiro: FUNAI/VITAE.
- Gallois D T (2006). Patrimônio cultural imaterial e povos indígenas: exemplos do Amapá e norte do Pará. São Paulo: Iepé.
- Gallois D T (2008). Por que valorizar patrimônios culturais indígenas? *Ciência e Cultura*, 60(4): 34-36
- Galluzzi G, Dufour D, Thomas E, et al. (2015). An integrated hypothesis on the domestication of *Bactris gasipaes*. *Plos One*, 10:12. doi:10.1371/journal.pone.0144644
- Garcia U F (2010). Karawara. A caça e o mundo dos Awa-Guajá. Tese de Doutorado, PPGAS
- Garcia U (2016). Caça (Verbete). *Teoria e Cultura*, 11
- Garibaldi L A, Carvalheiro L G, Vaissière B E (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351: 388-391. doi:10.1126/science.aac7287
- Gariglio M A, Barcellos N D (2010). Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na caatinga - estudo de caso na Paraíba e no Pernambuco. *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga*, Brasília, p. 117-127.
- Gariglio M A, Sampaio E V, Cestaro L A, Kageyama P Y (2010). Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro.
- Giannini T C, Boff S, Cordeiro G D, et al. (2015b). Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. *Apidologie*, 46: 209-223. doi: 10.1007/s13592-014-0316-z
- Giannini T C, Cordeiro G D, Freitas B, et al. (2015a). The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. *Journal of Economic Entomology*, 108: 839-848. doi:10.1093/jee/tov093
- Giraldi M, Hanazaki N (2014). Use of cultivated and harvested edible plants by caiçaras—What can ethnobotany add to food security discussions? *Human Ecology Review*, 20:2.
- Goldemberg J, Mello F F, Cerri C E, et al. (2014). Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. *Energy Policy*, 69:14-18. doi:10.1016/j.enpol.2014.02.008
- Goldemberg J, Coelho S T, Guardabassi P (2008). The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy*, 36(6): 2086-2097. doi:10.1016/j.enpol.2008.02.028
- Goldemberg José (2009). Biomassa e energia. *Química Nova*, 32(3): 582-587
- Gomes M J, Menelau A S, Marques M W, et al. (2013). Geração de renda e o manejo florestal em assentamentos de Pernambuco. *Revista de Política Agrícola*, 22(4): 56-66
- Gonçalves G G (2017). Etnobotânica de plantas alimentícias em comunidades indígenas multiétnicas do baixo Rio Uaupés - Amazonas. Tese de Doutorado - Faculdade de Ciências Agrônomicas da Unesp Botucatu. 193 p.
- Gonçalves J R (2014). Culturas populares: patrimônio e autenticidade. *In: Botelho A, Schwarcz L* (Org.). *Agenda brasileira: temas de uma sociedade em mudança*. 2ed. p. 134-141.
- Gonçalves J R (2015). Patrimônio, cultura e subjetividade. *Taipa. Revista do Museu da Cidade de Curitiba*, 2: 6-15
- Gonçalves J R, Guimarães R S, Bitar N P (org.) (2013). *A alma das coisas: patrimônios, materialidade e ressonância*. 1. ed. Rio de Janeiro: FAPERJ, 296p.
- Goulding M (1990). *Amazon: the flooded forest*. New York: Sterling Pub. Co. Inc., 1990. 208p.
- Graeb B E, Chappell M J, Wittman H, et al. (2016). The state of family farms in the world. *World Development*, 87: 1-15. doi:10.1016/j.worlddev.2015.05.012
- Graham L (1993). Performance, dynamics and social dimensions in Xavante narrative: Höimana ò-ò wasu 'u. Dissertação de Mestrado - University of Texas, Austin.
- Greger M (2007). The human/animal interface: Emergence and resurgence of zoonotic infectious diseases. *Critical Reviews in Microbiology*, 33(4): 243-299. doi:10.1080/10408410701647594
- Guadagnin D L, Gravato I C (2013). Ethnobotany, availability, and use of lianas by the Kaingang people in suburban forests in Southern Brazil. *Economic Botany*, 67:4, p. 350-362. doi:10.1007/s12231-013-9249-0
- Guala G F (2003). A new genus of bamboos from the Cerrados of Brazil. *Bamboo Science and Culture*, 17: 1-3
- Guerra A J, Fullen M A, Jorge M C, Alexandre S T (2014). Soil erosion and conservation in Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 37: 81-91. doi:10.11137/2014\_1\_81\_91
- Hamacek F R, Martino H S, Pinheiro H M (2014). Murici, fruit from the Cerrado of Minas Gerais, Brazil: physical and physicochemical characteristics, and occurrence and concentration of carotenoids and vitamins. *Fruits*, 69: 459-472. doi:10.1051/fruits/2014032
- Hanazaki N, Berkes F, Seixas C S, Peroni N (2013). Livelihood diversity, food security and resilience among the Caiçara of coastal Brazil. *Human Ecology*, 41:153-164. doi:10.1007/s10745-012-9553-9
- Heckenberger M J, Kuikuro A, Kuikuro U T, et al. (2003). Amazonia 1492: Pristine forest or cultural parkland? *Science*, 301: 1710-1714, 2003. doi:10.1126/science.1086112
- Heckenberger M J (1999). Manioc agriculture and sedentism in Amazonia: the Upper Xingu example. *Brazilian Archaeology*, p. 633-648. doi: 10.1017/S0003598X00087056
- Heckler S, Zent S (2008). Piaroa Manioc Varietals: Hyperdiversity or Social Currency? *Human Ecology*, 36:5, p. 679-697. doi: 10.1007/s10745-008-9193-2
- Hermann J M, Lang M, Gonçalves J, Hasenack H (2016). Forest-grassland biodiversity hotspot under siege: land conversion counteracts nature conservation. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2:e01224. doi:10.1002/ehs2.1224
- Hill J D (1993). *Keepers of the sacred chants: the poetics of ritual power in an Amazonian society*. The University of Arizona Press: Tucson and London.
- Hill K, Padwe J (2000). Sustainability of Aché Hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *In: Robinson J, Bennett EL* (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press, p. 79-105.
- Hipólito J, Boscolo D, Viana B F (2018). Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256: 218-225. doi:10.1016/j.agee.2017.09.038
- Horta P A, Vieira-Pinto T, Martins C D, et al. (2012). Evaluation of impacts of climate change and local stressors on the biotechnological potential of marine macroalgae: a brief theoretical discussion of likely scenarios. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 22(4):768-774. doi: 10.1590/S0102-695X2012005000085
- Howe C, Suich H, Vira B, Mace G M (2014). Creat-

- ing win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*, 28: 263-275. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005
- IBGE [2008] – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico. Acesso em Jan/2018 <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/imprensa/ppts/0000000105.pdf>
- ICMBio [2017]. Dados de Visitação 2007 – 2016. Acesso em Jan/2018. [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/noticias/2017/dados\\_de\\_visitacao\\_2012\\_2016.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/noticias/2017/dados_de_visitacao_2012_2016.pdf)
- Imperatriz-Fonseca (org.) *et al.* [2012]. Polinizadores no Brasil, contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável conservação e serviços ambientais. EDUSP, 489p.
- Infante J, Rosalen P L, Lazarini J G, *et al.* [2016]. Antioxidant and anti-inflammatory activities of unexplored Brazilian native fruits. *Plos One*, 11:4. doi: 10.1371/journal.pone.0152974
- IPEA [2011] – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Desafios do desenvolvimento. Agricultura – Agricultura em família 2011, Ano 8, 66. Acesso em Set/2017. [http://www.ipea.gov.br/desafios/index.php?option=com\\_content&id=2512:-catid=28&Itemid=23](http://www.ipea.gov.br/desafios/index.php?option=com_content&id=2512:-catid=28&Itemid=23)
- IPEA [2017] – Instituto de Pesquisa Econômica. IPEAData Regional. Produção de leite por região. Acesso em Set/2017. <http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>
- IPCC [2013] Summary for policymakers in climate change 2013: the physical science basis, contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.
- Iriarte J, Behling H [2007]. The expansion of Araucaria forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. *Environmental Archaeology*, 12. doi: 10.1179/174963107x226390
- ISA [2001] – Instituto Socioambiental. Plano de negócios: Arte Baniwa – Cestaria Indígena de Arumã do rio Negro.
- ISA [2010] – Instituto Socioambiental. Populações indígenas no Brasil. Acesso em Abril/2017. <https://pib.socioambiental.org/pt/c/0/1/2/populacao-indigena-no-brasil>
- ISA [2016] – Instituto Socioambiental. Estudo revela situação alarmante de insegurança alimentar entre Guarani Kaiowá. <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/estudo-revela-situacao-alarmante-da-nutricao-e-seguranca-alimentar-entre-guarani-kaiowa>
- ISA [2017] – Instituto Socioambiental. Xingú: Histórias dos Produtos da Floresta. São Paulo: Instituto Socioambiental. 388 p.
- Isendahl C [2011]. The domestication and early spread of manioc (*Manihot esculenta Crantz*): a brief synthesis. *Latin American Antiquity*, 22(4): 452-468. doi: 10.7183/1045-6635.22.4.452
- Ito R G, Garcia C A, Tavano V M [2016]. Net sea-air CO<sub>2</sub> fluxes and modelled pCO<sub>2</sub> in the southwestern subtropical Atlantic continental shelf during spring 2010 and summer 2011. *Continental Shelf Research*, 119: 68-84. doi: 10.1016/j.csr.2016.03.013
- Ito R G, Schneider B, Thomas H [2005]. Distribution of surface fCO<sub>2</sub> and sea-air fluxes in the Southwestern subtropical Atlantic and adjacent continental shelf. *Journal of Marine Systems*, 56: 227-242. doi: 10.1016/j.jmarsys.2005.02.005
- Jardine K J, Meyers K, Abrell L, *et al.* [2013]. Emissions of putative isoprene oxidation products from mango branches under abiotic stress. *Journal of Experimental Botany*, 64(12):3669. doi:10.1093/jxb/ert202
- Jardine K F, Fernandes de Souza V, Oikawa P, *et al.* [2017]. Integration of C1 and C2 metabolism in trees. *International Journal of Molecular Sciences*, 18(10): 2045. doi:10.3390/ijms18102045
- Johns T, Maundu P [2006]. Forest biodiversity, nutrition and population health in market-oriented food systems. *Unasylva*, 57: 34-40.
- Jorge R J, Martins A M, Morais I C, *et al.* [2011]. *In vitro* studies on *Bothrops venoms* cytotoxic effect on tumor cells. *Journal of Experimental Therapeutics and Oncology*, 9: 249-253.
- Judziwicz E J, Soreng R J, Davidse G, *et al.* [2000]. Catalogue of the New World grasses (*Poaceae*): I. *Subfamilies Anomochlooideae, Bambusoideae, Ehrhartoideae, and Pharoideae*. Contributions from the United States National Herbarium, 39, p. 1-128.
- Judziwick E J, Clark L G, Londoño X, Stern M J [1999]. American bamboos. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Junqueira A B, Souza N B, Stomph T J, *et al.* [2016b]. Soil fertility gradients shape the agrobiodiversity of Amazonian homegardens. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221:270-281. doi: 10.1016/j.agee.2016.01.002
- Junqueira A B, Stomph T J, Clement C R, Struik P C [2016a]. Variation in soil fertility influences cycle dynamics and crop diversity in shifting cultivation systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 215: 122-132. doi: 10.1016/j.agee.2015.09.015
- Junqueira A B, Shepard G, Clement C [2010]. Secondary forests on anthropogenic soils in Brazilian Amazonia conserve agrobiodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 19(7): 1993-1961. doi:10.1007/s10531-010-9813-1
- Junqueira C N, Augusto S C [2017]. Bigger and sweeter passion fruits: effects of pollinator enhancement on fruit production and quality. *Apidologie*, 48: 131-140. doi:10.1007/s13592-016-0458-2
- Junqueira C N, Yamamoto M, Oliveira P E, *et al.* [2013]. Nest management increases pollinator density in passion fruit orchards. *Apidologie* 44: 729-737. doi:10.1007/s13592-013-0219-4
- Keesing F, Holt RD, Ostfeld RS [2006]. Effects of species diversity on disease risk. *Ecology Letters*, 9(4): 485-98. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00885.x
- Keniger L E, Gaston K J, Irvine K N, Fuller R A [2013]. What are the benefits of interacting with nature? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(3): 913-935. doi: 10.3390/ijerph10030913
- Kerr R, da Cunha L C, Kikuchi R K, *et al.* [2016]. The western South Atlantic Ocean in a high-CO<sub>2</sub> world: current measurement capabilities and perspectives. *Environmental Management*, 57(3): 740-752. doi: 10.1007/s00267-015-0630-x
- Kerr W E, Posey D A, Wolter W [1978]. Cupá ou cipó babão, alimento de alguns índios amazônicos. *Acta Amazonica*, 8(4): 702-705. doi: 10.1590/1809-43921978084702
- Kerr W E, Carvalho G A, Nascimento V A [1996]. Abelha Uruçu: Biologia, manejo e conservação, Belo Horizonte – MG, Ed. Fundação Acangaú, 144p.
- Kishimoto A, Jovchevich P [2016]. Agrobiodiversidade das comunidades quilombolas do vale do Ribeira. In: Seminários Povos Indígenas e Comunidades Locais nos Diagnósticos da Plataforma da Biodiversidade (IPBES), Instituto de Estudos Avançados, USP, São Paulo.
- Kline K L, Msangi S, Dale V H, *et al.* [2016]. Reconciling food security and bioenergy: priorities for action. *Global Change Biology-Bioenergy*, 9(3): 557-576. doi: 10.1111/gcbb.12366
- Köhler M [2014]. Diagnóstico preliminar da cadeia das frutas nativas no estado do Rio Grande do Sul. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Biociências, UFRGS. 80 p.
- Kohlhepp G [2010]. Análise da situação da produção de etanol e biodiesel no Brasil. *Estudos Avançados*, 24(68): 223-253. doi:10.1590/S0103-40142010000100017
- Lagrou E [1996]. Xamanismo e grama entre os Kaxinawa. In: Langdon EJ (Org.) *Xamanismo no Brasil, Novas Perspectivas*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, p. 197-231.
- Lagrou E [2007]. A Fluidez da forma: arte, alteridade e agência em uma sociedade amazônica (Acre). Rio de Janeiro: Topbooks.
- Landau E, Moura L [2010]. Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais. *Embrapa Milho e Sorgo-Capítulo em livro técnico (Infoteca-E)*.
- Langdon E J (org.) [1996]. *Xamanismo no Brasil: novas perspectivas*. Editora da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Lanna S L, Delgado P S, Ayres E, Lago R M [2012]. Eco-design: a eficiência de produtos feitos de Bambu para o sequestro de carbono. 10o Congresso Brasileiro de
- Pesquisa e Desenvolvimento em Design, São Luis (MA).
- Lapola D M, Martinelli L A, Peres C A, *et al.* [2014]. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, 4: 27-35. doi: 10.1038/nclimate2056
- Le Quéré C, Andrew R M, Friedlingstein P, *et al.* [2018]. Global carbon budget 2017. *Earth System Science Data Discussions*, 10: 405-448. doi:10.5194/essd-10-405-2018
- Le Quéré C, Andrew RM, Canadell JG, *et al.* [2016]. Global carbon budget. *Earth System Science Data Discussions*, 8(2): 605.
- Leeuwenberg FJ, Robinson JG [2000]. Traditional management of hunting by a Xavante community in Central Brazil: The search for sustainability. In: Robinson J G, Bennet EL, (Orgs.). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press. p. 375-394.
- Lencina-Avila J M, Ito R G, Garcia C A, Tavano V M [2016]. Sea-air carbon dioxide fluxes along 35° S in the South Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 115: 175-187. doi: 10.1016/j.dsr.2016.06.004
- Lévi-Strauss C [1955]. *Tristes tropiques*. Paris: Plon, 1973.
- Lévi-Strauss C [1991]. *História de Lince*. São Paulo: Companhia das letras, 1993.
- Lévi-Strauss C [1964]. *O cru e o cozido*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2004.
- Lévi-Strauss C [1966]. *Do mel às cinzas*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2005.
- Lévi-Strauss C [1967]. *A origem dos modos à mesa*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2006
- Lévi-Strauss C [1971]. *O homem nu*. São Paulo: Ed. Cosac Naify, 2011.
- Levis C, Costa FRC, Bongers G, *et al.* [2017]. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, 355:6328, p. 925-931. doi:10.1126/science.aal0157
- Lima D, Pozzobon J [2005]. Amazônia socioambiental. Sustentabilidade ecológica e diversidade social. *Estudos Avançados*, 19:54, p. 45-76.
- Lima M A, Boddey R M, Alves B J, *et al.* [2012]. Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Brasília, DF: Embrapa, 347 p. doi:10.1590/S0103-40142005000200004
- Lima T S [1996]. Os dois e seus múltiplos: reflexões sobre o perspectivismo em uma cosmologia Tupi. *Mana Estudos de Antropologia Social*, 2(2): 21-47. doi:10.1590/S0104-93131996000200002
- Lima Valéria, Amorim M C [2011]. A importância das áreas para a qualidade ambiental das cidades. *Revista Formação*, nº13, p. 139 – 165.
- Londoño X, Clark L G [2002]. A revision of the Brazilian bamboo genus *Eremocaulon* (Poaceae: Bambuseae: Guaduiniae). *Systematic Botany*, 27: 703-721. doi: 10.1043/0363-6445-27.4.703
- Lopes W J [2008]. *A cultura do bambu: A formação de uma cadeia produtiva alternativa para o desenvolvimento sustentável*. Monografia (Graduação em Ciências

- Econômicas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.
- MEA (2005). Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC: New Island, 13.
- Magalhães S B, Cunha M C (orgs.) (2017). Expulsão de ribeirinhos em Belo Monte: relatório da SBPC. São Paulo: SBPC. 448 p. Disponível para download em: <http://portal.sbpnet.org.br/livro/belomonte.pdf>.
- Manhãe A P (2008). Caracterização da cadeia produtiva do bambu no Brasil: abordagem preliminar. Monografia (Curso de Engenharia Florestal) – Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- Manzatto C V, Freitas Jr E, Peres J R (2002). Uso agrícola dos solos brasileiros. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 174 p.
- Marchetti F, Massaro L, Amorozo M M, Butturi-Gomes D (2013). Maintenance of manioc diversity by traditional farmers in the state of Mato Grosso, Brazil: A 20-Year Comparison. *Economic Botany*, 67(4): 313-323. doi: 10.1007/s12231-013-9246-3
- Marinelli A L, Monteiro M R, Ambrósio J D, et al. (2008). Desenvolvimento de compostos poliméricos com fibras vegetais naturais da biodiversidade: uma contribuição para a sustentabilidade amazônica. *Polímeros Ciência e Tecnologia*, 18:2, p. 92-99.
- Martelli A, Santos Jr. A R (2015). Arborização Urbana do Município de Itapira – SP: Perspectivas para Educação Ambiental e sua influência no conforto térmico. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 19(2): 1018-1031
- Martin S T, Andreae M O, Althausen D, et al. (2010a). An overview of the amazonian aerosol characterization experiment 2008 (AMAZE-08). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10: 11415-11438. doi: 10.5194/acp-10-11415-2010
- Martin S T, Andreae M O, Artaxo P, et al. (2010b). Sources and properties of amazonian aerosol particles. *Reviews of Geophysics*, 48: 10.1029/2008RG000280.
- Martin S T, Artaxo P, Machado L A, et al. (2016). Introduction: Observations and modeling of the Green Ocean Amazon (GoAmazon2014/5). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16: 4785-4797 doi: 10.5194/acp-16-4785-2016
- Mazzei K, Colesanti M T, Santos D G (2007). Areas verdes urbanas, espaços livres para o lazer. *Sociedade & Natureza, Uberlândia*, 19(1): 33-43
- McBratney A, Field D J, Koch A (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*. 213: 203-213. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.08.013
- McDonald D (1977). Food taboos: A primitive environmental protection agency [South America]. *Anthropos*, 72(5-6): 734-748.
- McMichael C H, Palace M W, Bush M B, et al. (2014). Predicting pre-Columbian anthropogenic soils in Amazonia. *Proceedings of the Royal Society*, 281: 20132475. doi: 10.1098/rspb.2013.2475
- Medeiros R, Young C E (2011). Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Relatório Final. Brasília: UNEP/WWF, 120p.
- Medina J C (1959). Plantas fibrosas da flora mundial. Campinas: Instituto Agrônômico, p. 182 – 183.
- Meggers B J (1985). Advances in Brazilian archaeology, 1935-1985. *American Antiquity*, 50(2): 364-373
- Meliá-Bartomé (1993). Os Caiabis não-xinguanos. In: Coelho VP (org.). Karl von den Steinen: um século de antropologia no Xingu. São Paulo: Edusp/Fapesp, 1993. p. 485-509.
- Mello A J, Peroni N (2015). Cultural landscapes of the Araucaria Forests in the northern plateau of Santa Catarina, Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11:51doi:10.1186/s13002-015-0039-x
- Mello J C (2015). Artesanato em Capim Dourado na região do Jalapão-Tocantins: Trabalho & Indicação de Procedência (IP) em Tempos de Globalização. *Política & Trabalho, Revista de Ciências Sociais*, 43: 263-278.
- Melo MM, Saito CH (2011). Regime de Queima das Caçadas com Uso do Fogo Realizadas pelos Xavante no Cerrado. *Revista Biodiversidade Brasileira*, p. 97-109
- Mena P, Stallings JR, Regalado J, Cueva R (2000). The sustainability of current hunting practices by Huaorani. In: Robinson J, Bennet E (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University, p. 57-78
- Menezes RR, Torres AF, Silva TS, et al. (2012). Antibacterial and antiparasitic effects of *Bothropoides lutzi venom*. *Natural Products Communications*, 7(1): 71-74
- Miller T (2015). Bio-sociocultural aesthetics: Indigenous Ramkokamekra-Canela gardening practices and varietal diversity maintenance in Maranhão, Brazil. Tese de Doutorado. University of Oxford.
- Million J L, Vilharva K N, Cáceres N V, Oliveira R C (2018). A etnobotânica como instrumento para a legalização da terra ancestral dos Kaiowa do Tekoha Taquara, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: *Rodriguésia [in press]*.
- Miranda T M, Hanazaki N (2008). Conhecimento e uso de recursos vegetais de restinga por comunidades das ilhas do Cardoso (SP) e de Santa Catarina (SC), Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 22(1): 203-215
- Mistry J A, Berardi V, Andrade T, et al. (2005). Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: the case of the Krahô of Tocantins. *Human Ecology*, 33: 356-386. doi:10.1007/s10745-005-4143-8
- Montardo-Oliveira D L (2009). *Através do mbaraka: música, dança e xamanismo guarani*. São Paulo: Edusp, 2009. 304 p.
- Monteiro F T, Pereira D B, Del Gaudio R S (2012). Os(as) apanhadores(as) de flores e o Parque Nacional das Sempre-vivas: entre ideologias e territorialidades. *Sociedade & Natureza*, 24(3): 419-434. doi: 10.1590/S1982-45132012000300004
- Moran E F (2010). Environmental social science: Human-environment interactions and sustainability. Malden, Mass: Wiley-Blackwell.
- Morcatty T Q, Valsecchi J (2015). Social, biological, and environmental drivers of the hunting and trade of the endangered yellow-footed tortoise in the Amazon. *Ecology and Society*, 20(3): 3. doi:10.5751/ES-07701-200303
- Moreira J M (2011). Potencial e participação das florestas na matriz energética. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 31:68, p. 363-372. doi:10.4336/2011.pfb.31.68.363
- Moreira P A, Lins J, Dequigiovanni G, et al. (2015). The domestication of Annatto (*Bixa orellana*) from *Bixa urucurana* in Amazonia. *Economic Botany*, 69(2): 127-135. doi:10.1007/s12231-015-9304-0
- Moreira PA, Mariac C, Scarcelli N, et al. (2016). Chloroplast sequence of Treegourd (*Crescentia cujete*, *Bignoniaceae*) to study phylogeography and domestication. *Applications in Plant Sciences*, 4:10, 1600048. doi: 10.3732/apps.1600048
- Morim de Lima A G (2016). "Brotou batata para mim" Cultivo, gênero e ritual entre os Krahô (TO, Brasil). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Morsello C, Yagüe B, Beltreschi L, et al. (2015). Cultural attitudes are stronger predictors of bushmeat consumption and preference than economic factors among urban Amazonians from Brazil and Colombia. *Ecology and Society*, 20(4): 21. doi:10.5751/ES-07771-200421
- Moruzzi Marques P E (2010). Embates em torno da segurança e soberania alimentar: estudo de perspectivas concorrentes. *Segurança Alimentar e Nutricional*, 17(2): 78-87 doi: 10.20396/san.v17i2.8634795
- Mota R S, Dias H M (2012). Quilombolas e recursos florestais medicinais no sul da Bahia, Brasil. *Interações. Campo Grande*, 13(2): 151-159. doi: 10.20435/interações.v13i2.310
- Mourão JS, Nordi N (2002). Comparações entre as taxonomias folk e científica para peixes do estuário do Rio Mamanguapé, Paraíba-Brasil. *Interciência*, 27(12)
- Mourão JS, Nordi N (2003). Etnoictologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguapé, Paraíba, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 29(1): 9-17.
- MPA (2010). Boletim estatístico da pesca e aquicultura. Acesso em Jan/2018. [http://www.uesc.br/cursos/pos\\_graduacao/mestrado/animal/bibliografia2013/luis\\_art4\\_rousseff.pdf](http://www.uesc.br/cursos/pos_graduacao/mestrado/animal/bibliografia2013/luis_art4_rousseff.pdf)
- Müller R (1990). Os Asurini do Xingu. História e arte. Campinas: Unicamp.
- Munang R, Thiaw I, Alverson K, et al. (2013). The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1): 47-52. doi: 10.1016/j.cosust.2013.02.002
- Murrieta R S, Batistoni M, Pedrosa Jr. N N (2004). Consumo alimentar e ecologia em populações ribeirinhas na região da Floresta Nacional de Caxiuanã (PA). *Boletim Rede Amazônia*, 3(1): 85-94
- Myers R L (2006). Living with fire: sustaining ecosystems and livelihoods through integrated fire management. The Nature Conservancy: Arlington, VA, USA.
- Nascimento Filho H R, Barbosa R I, Luz F J (2007). Pimentas do gênero *Capsicum* cultivadas em Roraima, Amazônia brasileira. II. Hábitos e formas de uso. *Acta Amazonica*, 37(4): 561 – 568. doi: 10.1590/1809-43922002322192
- Nasi R, Taber A, Van Vliet N (2011). Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon basins. *International Forestry Review*, 13(3): 355-368. doi: 10.1505/146554811798293872
- Nepstad D, Schwartzman S, Bamberger B, et al. (2006). Inhibition of amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1): 65-73. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x
- Neves E G (2015). A Floresta antropogênica: arqueologia e história ecológica da biodiversidade brasileira. In: *Seminários Povos Indígenas e Comunidades Locais nos Diagnósticos da Plataforma da Biodiversidade (IPBES)*, Instituto de Estudos Avançados, USP, São Paulo.
- Neves E G, Petersen J B, Bartone R N, Silva C A (2003). Historical and socio-cultural origins of amazonian dark earths. In: Lehmann J, Kern, D, Glaser B, Woods W. (Org.). *Amazonian Dark Earths: Origins, Properties, Management*. Kluwer Academic Publishers. doi:10.1007/1-4020-2597-1\_3
- Nogueira-Botao F R, Dantas Simões S V (2009). Uma abordagem sistêmica para a agropecuária e a dinâmica evolutiva dos sistemas de produção no Nordeste Semi-Árido. *Revista Caatinga*, 22(2):1-6
- Nogueira L A, Capaz R S (2013). Biofuels in Brazil: evolution, achievements and perspectives on food security. *Global Food Security*, 2(2): 117-125. doi: 10.1016/j.gfs.2013.04.001
- Nogueira M, Fleischer S (2005). Entre tradição e modernidade: potenciais e contradições da cadeia produtiva agroextrativista no Cerrado. *Estudos, Sociedade e Agricultura*, 13(1): 125-157.
- Nowak D J, Crane D E, Stevens J C (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), pp.115-123. doi: 10.1016/j.ufug.2006.01.007
- Norris D, Michalski F (2013). Socio-economic and spatial determinants of anthropogenic predation on Yellow-spotted River Turtle, *Podocnemis unifilis* (Testudines: Pelomedusidae), nests in the Brazilian Amazon: Implications for sustainable conservation and management. *Zoologia*, 30(5): 482-490. doi: 10.1590/S1984-46702013000500003
- OECD (2015). *Agricultural Outlook 2015-2024: special feature – Brazil: prospects and challenges*. Group of Commodity Markets – Working Party on Agricultural Policies and Markets.
- Ojasti J (1991). Human exploitation of Capybara.

- In: Robinson J, Redford K (Eds.). neotropical wildlife use and conservation. Chicago: University of Chicago Press, p. 236-252.
- Okubo B M, Silva O N, Migliolo L, *et al.* (2012). Evaluation of an antimicrobial L-amino acid oxidase and peptide derivatives from *Bothropoides mattoosensis* pitviper venom. Plos One. doi: 10.1371/journal.pone.0033639
- Oliveira D S, Guerrero A F, Guerrero C H, Toledo L M (2008). A rede de causalidade da insegurança alimentar e nutricional de comunidades quilombolas com a construção da rodovia BR-163, Pará, Brasil. Revista de Nutrição, 21(Suplemento): 83s-97s
- Oliveira-Junior C J, Cabreira-Pereira P (2012). Sistemas agroflorestais: potencial econômico da biodiversidade vegetal a partir do conhecimento tradicional ou local. Revista Verde, 7(1): 212 – 224
- Oliveira J, Potiguara R C, Batista L C. (2006). Fibras vegetais utilizadas na pesca artesanal na microrregião do Salgado, Pará. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas, 11(2): 113-127.
- Oliveira T L (2016). Interfaces híbridas: armas e armadilhas de caça e pesca no alto rio Negro. Iluminuras 17: 214-247. doi: 10.22456/1984-1191.69985
- Olsen K M, Schaal B A (1999). Evidence on the origin of cassava: Phylogeography of *Manihot esculenta*. PNAS, 96:10, p. 5586-5591. doi: 10.1073/pnas.96.10.5586
- Orselli I B, Kerr R, de Azevedo J L, *et al.* (2019). The sea-air CO<sub>2</sub> net fluxes in the South Atlantic Ocean and the role played by Agulhas eddies. Progress in Oceanography, 170: 40-52 doi: 10.1016/j.pocean.2018.10.006
- Overbeck G E, Müller S C, Fidelis A, *et al.* (2007). Brazil's neglected biome: The South Brazilian campos. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 9(2): 101-116. doi: 10.1016/j.ppees.2007.07.005
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, *et al.* (2015). Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. Diversity and Distributions, 21: 1455-1460. doi:10.1111/ddi.12380
- Overbeck GE, Scasta JD, Furquim FF, *et al.* (2018). The South Brazilian grasslands – A South American tallgrass prairie? Parallels and implications of fire dependency, Perspectives in Ecology and Conservation, 16, p. 24-30. doi:10.1016/j.pecon.2017.11.002
- Padoch C, Pinedo-Vasquez M (2010). Saving slash-and-burn to save biodiversity. Biotropica, 42(5): 550-552. doi: 10.1111/j.1744-7429.2010.00681.x
- Pagiola S, Von Glehn H C, Taffarello D (2013). Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. São Paulo: Secretaria do meio ambiente/Coordenadoria de biodiversidade e recursos naturais, 336p.
- Pagliari-Heloisa (2002) A revolução demográfica dos povos indígenas do Brasil: a experiência dos Kaiabi do Parque Indígena do Xingu, MT – 1970-1999. São Paulo: USP. 199 p. (Tese de Doutorado).
- Parry L, Barlow J, Peres C (2009a): Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: Implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. Biological Conservation, 142:1777-1786. doi: 10.1016/j.biocon.2009.03.018
- Parry L, Barlow J, Peres C (2009b): Hunting for sustainability in tropical secondary forests. Conservation Biology, 23(5): 1270-1280. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01224.x
- Pascual U, Balvanera P, Diaz S, *et al.* (2017). Valuing nature's contributions to people: The IPBES approach. Current Opinion in Environmental Sustainability, 7-16. doi: 10.1016/j.cosust.2016.12.006
- Peralta N, Lima DM (2013). A comprehensive overview of the domestic economy in Maimirauá and Amanã In 2010. Uakari, 9(2): 33 – 62.
- Peralta N, Moura E, Nascimento AC, Lima DM (2008). Renda doméstica e sazonalidade em comunidades da RDS Maimirauá, 1995-2005. UAKARI, 5(1): 7-19. doi: 10.31420/uakari.v9i2.155
- Pereira-Filho J M, Silva A M, César M F (2013). Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal, 14(1): 77-90 doi: 10.1590/S1519-99402013000100010
- Pereira L G (2008). Síntese dos métodos de pegada ecológica e análise emergética para diagnóstico da sustentabilidade de países: O Brasil como estudo de caso. -- Campinas, SP. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia de Alimentos.
- Peroni N, Hanazaki N (2002). Current and lost diversity of cultivated varieties, especially cassava, under swidden cultivation systems in the Brazilian Atlantic forest. Agriculture, Ecosystems and Environment, 92: 171-183. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00298-5
- Petri J L, Leite G B, Couto M, Francescato P (2011). Avanços da Cultura da Macieira no Brasil. Revista Brasileira de Fruticultura, 33:48-56.
- Pezo-Lanfranco L, Eggers S, Petronilho C, *et al.* (2018). Middle Holocene plant cultivation on the Atlantic Forest coast of Brazil? Royal Society Open Science, 5: 180432. doi: 10.1098/rsos.180432
- Pillar V P, Müller S C, Castilhos Z M, Jacques A V (Ed.) (2009). Campos sulinos. Conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 408 p.
- Pinheiro L (2004). Da ictiologia ao etnoconhecimento: saberes populares, percepção ambiental e senso de conservação em comunidade ribeirinha do rio Piraiá, Joinville, estado de Santa Catarina. Acta Scientiarum-Biological Sciences, 26(3): 325-334. 2004. doi: 10.4025/actascibiols-ci.v26i3.1594
- Pinto L C, Morais L M, Guimarães A Q, *et al.* (2016). Traditional knowledge and uses of the *Caryocar brasiliense cambess.* (Pequi) by “quilombolas” of Minas Gerais, Brazil: subsidies for sustainable management. Brazilian Journal of Biology, 76(2): 511-519. doi:10.1590/1519-6984.22914
- Pinto M A (2015). A caça e a pesca na beira de Tabatinga: Um estudo do mercado de recursos naturais na tríplice fronteira Brasil-Colômbia-Peru. Dissertação de mestrado, Universidade Federal Do Amazonas.
- Pöschl U, Martin S T, Sinha B, *et al.* (2010). Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon. Science, 329: 1513. doi: 10.1126/science.1191056
- Posey DA (1983). Keeping of stingless bee by Kayapó Indians of Brazil, Journal of Ethnobiology, 3 (1): 63-73.
- Posey D A (1986). Etnoentomologia de tribos indígenas da Amazônia in Darcy Ribeiro (Ed.), Berta G. Ribeiro (Coord.), Suma Etnológica Brasileira 1, 14: 251-271
- Posey D A (1998). Diachronic ecotones and anthropogenic landscapes in Amazonia: contesting the consciousness of conservation. In: Balée W. Advances in historical ecology. Chichester, West Sussex, Columbia University Press, p. 104-118.
- Potts S G, Imperatriz-Fonseca V, Ngo H T, *et al.* (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. Nature, 540: 220-229. doi: 10.1038/nature20588
- Prado H M, Murrrieta R S (2015). Presentes do passado. Ciência hoje, 326(55): 32-37
- Prado H M, Forline L C, Kipnis R (2012). Hunting practices among the Awá-guaja : towards a long-term analysis of sustainability in an Amazonian indigenous community. Bol Mus. doi:10.1590/S1981-81222012000200010
- Prado R B, Fidalgo E C, Monteiro J M, *et al.* (2016). Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 51(9):1021-1038. doi: 10.1590/s0100-204x2016000900002.
- Price David (1982). A reservation for Nambiquara. In: Hansen A, Oliver-Smith A (Ed.), Involuntary Migration and Resettlement; Westview Press, p. 179-199.
- Price David (1969). “The present situation of the Nambiquara”. Sep. American Anthropologist, 71 (4):688-693. doi:10.1525/aa.1969.71.4.02a00060
- Price David (1972). Nambiquara society. University of Chicago, 1972. (Tese de doutorado).
- Ramires M, Barrella W (2004). Etnoictiológico dos pescadores artesanais da Estação Ecológica Juréia – Itatins (São Paulo – Brasil). In: Diegues AC (org.). Enciclopédia caçara. NUPAUB, São Paulo, v.1, 2004.
- Ramires M, Barrella W (2003). Ecologia da pesca artesanal em populações caçara de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. Interciência, 28(4): 208-213.
- Randolph SE, Dobson AD (2012). Pangloss revisited: a critique of the dilution effect and the biodiversity-buffers-disease paradigm. Parasitology, 139(7): 847-63. doi:10.1017/S0031182012000200
- Rebouças AD, Braga BP, Tundisi JG. (2002). Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. Escrituras.
- RedFord KH, Robinson JG (1987). The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. American Anthropology, 89(3): 650-667. doi: 10.1525/aa.1987.89.3.02a00070
- RedFord KH (1992). The empty forest. Bioscience, 42(6): 412- 422. doi:10.2307/1311860
- Reichel-Dolmatoff G (1978). Beyond the milky way: Hallucinatory imagery of the Tukano Indians. Los Angeles: Latin American Center Publications.
- Reichel-Dolmatoff G (1985). Basketry as metaphor: Arts and crafts of the Desana Indians of the Northwest Amazon. Los Angeles: University of California Press.
- Ribeiro-Berta (1985). A arte do trançado dos índios do Brasil: um estudo taxonômico. Belém: Museu Par. Emílio Goeldi; Rio de Janeiro: Inst. Nacional do Folclore.
- Ribeiro-Berta (1988). Dicionário do artesanato indígena. Belo Horizonte: Itatiaia; São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Ribeiro RF (2005). Florestas anãs do Sertão. O Cerrado na história de Minas Gerais. Autêntica Editora: Belo Horizonte.
- Robert P, López GC, Laques AE, Coelho-Ferreira M (2012). A beleza das roças: agrobiodiversidade Mebêngôkre-Kayapó em tempos de globalização. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas, 7: 339-369
- Rodrigues AS (2005). Etnoconhecimento sobre abelhas sem ferrão: saberes e práticas dos índios guarani M'byá na Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, Brasil. 236p.
- Ross E (1978a). The evolution of the Amazonian peasantry. Journal of Latin American studies, 10(2): 193-218.
- Ruffino ML (2004). A Pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira. Manaus: PRÓVÁRZEA/MMA. 268 p.
- Russell R, Guerry A D, Balvanera P, *et al.* (2013). Humans and Nature: How knowing and experiencing Nature affect well-being. Annual Review of Environment and Resources, 38: 473-502. doi: 10.1146/annurev-environ-012312-110838
- Saito S M, Soriano E, Londe L R (2015). Desastres Naturais. In: Sensoriamento Remoto para desastres.1 ed., São Paulo-SP. Oficina de Textos, p. 23-42.
- Sales M F, Lima M J (1985). Formas de uso da flora da Caatinga pelo assentamento da Microrregião de Soledade (PB). Pp. 165-184. In: Anais da VIII Reunião Nordestina de Botânica. Recife, 1984. Recife, Sociedade Botânica do Brasil – Seccional de Pernambuco.
- Satlick J (1990). Cocona (*Solanum sessiliflorum*) production and breeding potentials of the peach-tomato. In: Wickens GE (Ed.), Chapman and Hall, p. 257-264.
- Salt LA, Heuven SM, Claus ME, *et al.* (2015). Rapid acidification of mode and interme-

- diate waters in the southwestern Atlantic Ocean. *Biogeosciences*, 12(5): 1387-1401. doi:10.5194/bg-12-1387-2015
- Sampaio MB, Schmidt IB, Figueiredo IB, Sano PT (2010). Boas práticas de manejo para o extrativismo sustentável do capim dourado e buriti. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 72 p.
- Sanches RA (2015). Campanha Y Ikatu Xingu: governança ambiental da região das nascentes do Xingu (Mato Grosso, Brasil). Universidade Estadual de Campinas.
- Santilli J (2009). Agrobiodiversidade e direitos dos agricultores. Peirópolis, São Paulo.
- Santonieri L (2015). Agrobiodiversidade e conservação ex situ: reflexões sobre conceitos e práticas a partir do caso da Embrapa/Brasil. Unicamp.
- Santos A R (2012). Enchentes e deslizamentos: causas e soluções: áreas de risco no Brasil. São Paulo: Pini.
- Santos D G, Domingues A F, Gisler C V (2010). Gestão de recursos hídricos na agricultura: O Programa Produtor de Água. In: Prado RB, Turetta AP, Andrade AG (Org.). Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 353-376.
- Santos S C, Gomes L J (2009). Consumo e procedência de lenha pelos estabelecimentos comerciais de Aracaju-SE. *Revista Fapese*, 5(1): 155-164
- Santos M V, Lira M A, Dubeux Jr. J C, et al. (2010). Potential of Caatinga forage plants in ruminant feeding. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 39: 204-215. doi:10.1590/S1516-35982010001300023
- Santos K M, Garavello M E (2016). Segurança alimentar em comunidades quilombolas de São Paulo. *Segurança alimentar e nutricional*, 23(1): 786-794. doi:20396/san.v23i1.8646390
- São Paulo (2017). Plano Municipal de Mata Atlântica. Prefeitura de São Paulo. Acesso em Fev/2019. [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA\\_final\\_8\\_jan%20ok.pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf).
- Sarti FM, Adams C, Morsetto C, et al. (2015). Beyond protein intake: bushmeat as source of micronutrients in the Amazon. *Ecology and Society*, 20:4, 22. doi:10.5751/ES-07934-200422
- Sartori AG, Amancio RD (2012). Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. *Segurança Alimentar e Nutricional*, 19: 83-93. doi:10.20396/san.v19i2.8634613
- Scaramuzzi I (2016). O extrativismo da castanha e as relações com a natureza entre quilombolas do Alto Trombetas/Oriximiná/PA. Tese de Doutorado [Departamento de Antropologia Social] – Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas.
- Schmidt I B, Moura L C, Ferreira M C, et al. (2017). Fire management in the Brazilian Savanna: first steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology*, 10.1111/1365-2664.13118. doi:10.1111/1365-2664.13118
- Schmidt K A, Ostfeld R S (2001). Biodiversity and the dilution effect in disease ecology. *Ecology*, 82(3): 609-19. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0609:BATDEI]2.0.CO;2
- Schmidt M J, Py-Daniel A R, Moraes C P, et al. (2014). Dark earths and the human built landscape in Amazonia: a widespread pattern of anthrosol formation. *Journal of Archaeological Science*, 42, p. 152-165. doi:10.1016/j.jas.2013.11.002
- Schmitz H, Mota D M, Silva Jr. J F (2009). Gestão coletiva de bens comuns no extrativismo da mangaba no nordeste do Brasil. *Ambiente & Sociedade*, 12(2): 273-292
- Schor T, Avelino F C (2017). Geography of food and the urban network in the tri-border Brazil-Peru-Colombia: The case of production and commercialization of poultry in the Amazon. *Revista Colombiana de Geografía*, 26(1): 141-154. doi: 10.15446/rcdg.v26n1.52301
- Schor T, Tavares-Pinto MA, Ribeiro AB (2016). Mercados e feiras na trílice fronteira: uma análise dos espaços de comercialização de produtos in natura na cidade de Tabatinga, Amazonas, Brasil. *Caminhos de Geografia*, 17:59. doi:10.14393/RCG175901
- Scoles R, Gribel R (2011). Population structure of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) stands in two areas with different occupation histories in the Brazilian Amazon. *Human Ecology*, 39:4, p. 455-464. doi:10.1007/s10745-011-9412-0
- Scoles R, Gribel R (2012). The regeneration of Brazil nut trees in relation to nut harvest intensity in the Trombetas River valley of Northern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology Management*, 265(1): 71-81. doi:10.1016/j.foreco.2011.10.027
- Seeger A (2015). Porque cantam os Kisedjê. São Paulo: Cosac & Naify.
- Seidl A F, Moraes A S (2000). Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. *Ecological Economics*, 33(1): 1-6. doi:10.1016/S0921-8009(99)00146-9
- Shanley P, Murilo S, Medina G (2010). Frutíferas e plantas úteis na vida amazônica. Brasília: CIPOR/EMBRAPA/MAPA.
- Shepard Jr. G H, Ramirez H (2011). "Made in Brazil": Human dispersal of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) in ancient Amazonia. *Economic Botany*, 65(1): 44-65. doi: 10.1007/s12231-011-9151-6
- Silva-Dias M, Rutledge S, Kabat P, et al. (2002). Cloud and rain processes in a biosphere-atmosphere interaction context in the Amazon Region. *Journal of Geophysical Research*, 107: D20, p.8072. doi:10.1029/2001JD000335
- Silva A L (2004). No rastro da roça: ecologia, extrativismo e manejo de arumã (*Ischnosiphon spp.*, Marantaceae) em capoeiras dos índios Baniwa do Içana, Alto Rio Negro. Dissertação de mestrado [Ecologia] – Manaus, INPA/UFAM.
- Silva-Rocha A J, Andrade-Cavalcanti L H (2005). Etnobotânica nordestina: estudo comparativo da relação entre comunidades e vegetação na Zona do Litoral – Mata do Estado de Pernambuco, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(1): 45-60
- Silva J D, Silva D D, Junqueira N T, Andrade L D (1994). Frutas nativas do Cerrado. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Silva-Mosimann G, Athayde SF, Senra KV, Schmidt MV (2000). Viagem histórica do povo Kaiabi ao seu território ancestral no Rio dos Peixes, MT. São Paulo: ISA/Atix, 2000. 75 p.
- Silva-Mosimann G (1999). Agricultura Kaiabi e Yudja na paisagem norte do Parque Indígena do Xingu. São Paulo: ISA, 1999. 104 p.
- Silva PR, Freitas TF (2008). Biodiesel: o ônus e o ônus de produzir combustível. *Ciência Rural*, 38(3): 843-851.
- Silveira LM (2009). Agricultura familiar no semi-árido brasileiro no contexto de mudanças climáticas globais. In: Angelotti F, Sá IB, Menezes EA, Pellegrino GQ (Ed.). Mudanças climáticas e desertificação no Semi-Árido brasileiro. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, p. 183-194.
- Simon MF, Grether R, de Queiroz LP, et al. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106: 20359-20364. doi:10.1073/pnas.0903410106
- Sirén A, Hamback P, Machoa J (2004). Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. *Conservation Biology*, 18(5): 1315-1329. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00024.x
- Smith D A (2008). The spatial patterns of indigenous wildlife use in western Panama: implications for conservation management. *Biological Conservation*, 141 (4): 925-937. doi:10.1016/j.biocon.2007.12.021
- Smith M, Fausto C (2016). Socialidade e diversidade de pequis (*Caryocar brasiliense*, Caryocaraceae) entre os Kuikuro do alto rio Xingu (Brasil). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 11: 87-113. doi:10.1590/1981.81222016000100006
- Smith NJH (1974). A pesca no rio Amazonas. INPA. Manaus. 154p.
- SNIF (2010). Boletim dos Sistema Nacional Florestal. Acesso em Jan/2018 <http://www.florestal.gov.br/snif/entenda-o-snif/boletim-snif>
- SNIF (2016). Boletim dos Sistema Nacional Florestal. Acesso em Jan/2018 <http://www.florestal.gov.br/snif/entenda-o-snif/boletim-snif>
- SNIF (2017). Boletim dos Sistema Nacional Florestal. Acesso em Jan/2018 <http://www.florestal.gov.br/snif/entenda-o-snif/boletim-snif>
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, et al. (2014). Cracking Brazil's forest code. *Science*, 344(6182): 363-364. doi: 10.1126/science.1246663
- Sorrensen C (2009). Potential hazards of land policy: Conservation, rural development and fire use in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 26 (3): 782-791. doi:10.1016/j.landusepol.2008.10.007
- SOS Mata Atlântica (2017). Observando os rios. Relatório de monitoramento. Acesso em Jan/2018 <https://www.sosma.org.br/projeto/observando-os-rios/analise-da-qualidade-da-agua/>
- Souza H A, Naves L C (2016). Preservação do bioma Cerrado e o aproveitamento dos frutos nativos na merenda escolar em Goiânia no contexto da educação ambiental. VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Campina Grande/PB.
- Souza S R, Vasconcellos V C, Mantovani W, Carvalho L R (2002). Emissão por folhas de *Ficus benjamina* L. (*Moraceae*) de compostos orgânicos voláteis oxigenados. *Revista Brasileira de Botânica*, 25(4): 413-18.
- Spangenberg J, Shinzato P, Johansson E, Duarte D (2008). Simulation of the influence of vegetation on microclimate and thermal comfort in the city of São Paulo, *Revista SBAU*, 3(2): 1-19
- Steege H T, Pitman N C, Sabatier D, et al. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, 342: 1243092. doi: 10.1126/science.1243092
- Steingröver E G, Geersema W, Wingerden W K (2010). Designing agricultural landscapes for natural pest control: a transdisciplinary approach in the Hoeksche Waard [The Netherlands]. *Landscape Ecology*, 25: 825-838. doi:10.1007/s10980-010-9489-7
- Strassburg B B, Latawiec A E, Barioni L G, et al. (2014). When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, 28: 84-97. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001
- Swanson TM, Barbier EB (1992). Economics for the wilds: wildlife, diversity and development. Washington: Island Press.
- Takahashi T, Sutherland SC, Wanninkhof R, et al. (2009). Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO<sub>2</sub>, and net sea-air CO<sub>2</sub> flux over the global oceans, *Deep Sea Res., Part II*, doi:10.1016/j.dsr2.2008.12.009
- Thé AP (2003). Conhecimento ecológico, regras de uso e manejo local dos recursos naturais na pesca do Alto – Médio São Francisco, MG. 2003. Tese [Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais], PPG – ERN, UFSCar, São Carlos, SP.
- Thé AP, Madi EF, Nordi N. (2003). Conhecimento local, regras informais e uso do peixe na pesca local do Alto-Médio São Francisco. In: Godinho HP, Godinho AL (eds), Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. PUC Minas, Belo Horizonte.
- Thomas E, Van Zonneveld M, Loo J (2012). Present spatial diversity patterns of *Theobroma cacao* L. in the neotropics reflect genetic differentiation in Pleistocene refugia followed by human-influenced

- dispersal. PLoS One 7(10): e47676. doi: 10.1371/journal.pone.0047676
- Thorkildsen K (2014). Social-ecological changes in a Quilombola community in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Hum Ecol*, 42, p. 913–927. doi:10.1007/s10745-014-9691-3
- Toni F, Holanda Jr E (2008). The effects of land tenure on vulnerability to droughts in Northeastern Brazil. *Global Environmental Change*, 18(4): 575–582. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.08.004
- Townsend W (2000). The sustainability of subsistence hunting by the Siriono Indians of Bolívia. In: Robinson J, Bennett E (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press, 2000. p. 267–281.
- Trata Brasil (2010). Acompanhamento do PAC Saneamento em 2010: análise comparativa com 2009. São Paulo: Instituto Trata Brasil 2011. Acesso em Jan/2012. [http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/deolhonopac/relatorio\\_final\\_PAC.pdf](http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/deolhonopac/relatorio_final_PAC.pdf)
- Trata Brasil (2015). Ranking do saneamento ambiental. Acesso em Jan/2018. <http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2015>
- Tricaud S, Pinton F, Pereira HD (2016). Saberes e práticas locais dos produtores de guaraná (*Paullinia cupana Kunth var. sorbilis*) do médio Amazonas: duas organizações locais frente à inovação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 11: 33–53. doi:10.1590/1981.81222016000100004.
- Tugny R P (2009a). Xu ni m yōg kutex xi āgtux hemex yōg kutex / Cantos e histórias do morcego-espírito e do hemex. Rio de Janeiro: Azougue.
- Tugny R P (2009b). Mōgmōk Kutex / Cantos do gavião-espírito. Rio de Janeiro: Azougue.
- Tugny R P (2011). Escuta e poder na estética Tikmu u n-Maxakali. Rio de Janeiro: Museu do Índio.
- Uriarte M, Pinedo-Vasquez M, et al. (2012). Depopulation of rural landscapes exacerbates fire activity in the western Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(52): 21546–21550. doi:10.1073/pnas.1215567110
- USDA (2017) – United States Department of Agriculture. *Livestock and poultry: World markets and trends*.
- Valsecchi J, Amaral P V (2010). Perfil da caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. *Scientific Magazine UAKARI*, 5(2), 33–48. doi:10.31420/uakari.v5i2.65
- Van Slobbe E, De Vriend H J, Aarninkhof S, et al. (2013). Building with nature: in search of resilient storm surge protection strategies. *Nat Hazards*, 66(3): 1461–1480. doi:10.1007/s11069-012-0342-y
- Van Vliet N, Moreno J, Gómez J, et al. (2017). Bushmeat and human health: Assessing the evidence in tropical and sub-tropical forests. *Ethnobiology and Conservation*, 6:3. doi:10.15451/ec2017-04-6.3-1-45
- Van Vliet N, Nasi R (2008b). Hunting for livelihood in Northeast Gabon: patterns, evolution, and sustainability. *Ecology and Society*, 13(2): 33
- Van Vliet N, Nasi R (2008a). Why do models fail to assess properly the sustainability of duiker (*Cephalophus* spp.) hunting in Central Africa. *Oryx*, 42(3): 392–399 doi:10.1017/S0030605308000288
- Van Vliet N, Quiceno-Mesa M P, et al. (2014). The uncovered volumes of bushmeat commercialized in the Amazonian trifrontier between Colombia, Peru & Brazil. *Ethnobiology and Conservation*, 3:7. doi:10.15451/ec2014-11-3.7-1-11
- Van Vliet N, Quiceno-Mesa M P, Cruz-Antia D, et al. (2015). From fish and bushmeat to chicken nuggets: The nutrition transition in a continuum from rural to urban settings in the Colombian Amazon region. *Ethnobiology and Conservation*, 4:6. doi:10.15451/ec2015-7-4.6-1-12
- Vargas L C, Souza R S, Sufiate C B, et al. (2013). Segurança alimentar e nutricional entre os Guaranis Mbyá da Aldeia Boa Esperança, Aracruz, Espírito Santo, Brasil. *Revista da Associação Brasileira de Nutrição*, 1: 5–12
- Vayda A P (2010). Explaining Indonesian forest fires: Both ends of the firestick. In: Bates GD, Tucker J (eds.) *Human Ecology: Contemporary research and practice*. Springer US: Boston, MA, p. 17–35. doi:10.1007/978-1-4419-5701-6\_2
- Velthem L H (1998). A pele de Tuluperê: uma etnografia dos trançados Wayana. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. 251 p.
- Velthem L H (2003). O belo é a fera: a estética da produção e da predação entre os Wayana. Lisboa: Assírio & Alvim.
- Venturieri G C, Raiol V F, Pereira C A (2003). Avaliação da introdução da criação racional de *Melipona fasciculata* (Apidae: Meliponina), entre os agricultores familiares de Bragança – PA, Brasil. *Biota Neotrop*. [online]. 2003, vol.3, n.2, pp.1–7. ISSN 1676-0611. doi:10.1590/S1676-06032003000200003
- Viana B F, da Encarnação J G, Garibaldi L A, et al. (2014). Stingless bees further improve apple pollination and production. *Journal of Pollination Ecology*, 14(25): 261–269.
- Vidal L (1992). *Grafismo indígena*. São Paulo: Studio Nobel, Fapesp, Edusp.
- Vieira R F, Camillo J, Coradin L (2016). Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial plantas para o futuro – Região centro-oeste. Brasília: MMA.
- Vinhote M L (2014). Usos e manejo de recursos florestais não madeireiros em unidades de conservação estaduais na área de influência da BR 319. Dissertação de Mestrado – Instituto Nacional De Pesquisas Da Amazônia, 81 p.
- Viveiros de Castro E (2006). A floresta de cristais: notas sobre a ontologia dos espíritos amazônicos. *Cadernos de campo*, São Paulo, 14/15, p. 1–382.
- Welch J R, Brondizio E S, Hetrick S S, Coimbra Jr. C E et al. (2013). Indigenous burning as conservation practice: Neotropical Savanna recovery amid agribusiness deforestation in central Brazil. *Plos One*, 8:2. doi: 10.1371/journal.pone.0081226
- WHO (2005) – World Health Organization. *Ecosystems and human well-being: health synthesis – A report of the Millennium Ecosystem Assessment*.
- WHO (2015a) – World Health Organization. *Connecting global priorities: Biodiversity and human health*. World Health Organization/UNEP, p 165.
- WHO (2015b) – World Health Organization. *Reducing global health risks through mitigation of short-lived climate pollutants. Scoping report for policymakers*.
- Witter S, Nunes-Silva P, Blochtein B, et al. (2014). As abelhas e a agricultura. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- World Water Forum (2000). *Ministerial declaration of the Hague on water security in the 21st century*. Acesso em Fev/2019. [www.worldwatercouncil.org/sites/default/files/World\\_Water\\_Forum\\_02/The\\_Hague\\_Declaration.pdf](http://www.worldwatercouncil.org/sites/default/files/World_Water_Forum_02/The_Hague_Declaration.pdf)
- Yáñez-Serrano AM, Nölscher AC, Williams J, et al. (2015). Diel and seasonal changes of biogenic volatile organic compounds within and above an Amazonian rainforest. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15: 3359–3378. doi:10.5194/acp-15-3359-2015
- Young CE, Aguiar C, Souza E (2016). Valorando tempestades: Custo econômico dos desastres climáticos extremos no Brasil nos anos de 2002–2012. In: Vinha et al. (2016) *Meio ambiente e políticas públicas no Brasil: uma abordagem multidisciplinar*.
- Yvinec C (2011). Invention et interprétation: chants de boisson et chants chamaniques chez les Suruí du Rondônia. *Journal de la Société des Américanistes*, 97-1. doi:10.4000/jsa.11713
- Zanirato SH (2010). O patrimônio natural do Brasil. *Patrimônio e cultura material. Revista do Programa de Estudos Pós-Graduados de História*, 40: 127–145
- ano/ultimas-noticias/2013/08/29/ populacao-brasileira-deve-comecar-a-diminuir-em-2043-diz-ibge.htm→.
- AGOSTINHO, Angelo A.; THOMAZ, Sidinei M.; GOMES, Luiz C. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 646–652, 2005.
- AGOSTINHO, Angelo A.; PELICICE, Fernando M.; JÚLIO Jr, Horácio F. Biodiversidade e Introdução de Espécies de Peixes: unidades de conservação. In: Campos, J. B.; Tosulino, M. G. P.; Muller, C. R. C. *Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p. 95–117.
- AGOSTINHO, Angelo A.; GOMES, Luiz C.; PELICICE, Fernando M. Ecologia e manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2007.
- AGOSTINHO, Angelo A.; PELICICE, Fernando M.; GOMES, Luiz C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4 suppl, p. 1119–1132, 2008.
- AGUIAR, Ludmilla M. S.; BERNARD, Enrico; RIBEIRO, Vivian; et al. Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Global Ecology and Conservation*, v. 5, p. 22–33, 2016.
- ALBINS, Mark A.; HIXON, Mark A. Invasive Indo-Pacific lionfish Pterois volitans reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, v. 367, p. 233–238, 2008.
- ALMEIDA, Oriana T.; MCGRATH, David G.; RUFFINO, Mauro L. The commercial sheries of the lower Amazon: an economic analysis. *Fisheries Management and Ecology*, v. 8, n. 3, p. 253–269, 2001.
- ALVAREZ, Albino R.; MOTA, José A.; INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (Orgs.). *Sustentabilidade ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano*. Brasília: IPEA, (Série Eixos estratégicos do desenvolvimento brasileiro, livro 7), 2010.
- ALVES, Nilmara O.; VESSONI, Alexandre T.; QUINET, Annabel; et al. Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. *Scientific Reports*, v. 7, p.1–13, 2017.
- AMADIO, Sidinéia; ROPKE, Cristhiana; SANTOS, Rodrigo N. Efeito das modificações ambientais naturais e antrópicas na reprodução de peixes amazônicos. *Ciência Animal*, v. 22, n.1, p. 188–196, 2012.
- AMARAL, Antônia. C. Z.; JABLONSKI, Sílvio. *Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil*. Megadiversidade, v. 1, p. 43–51, 2005.
- ANA (Agência Nacional de Águas). *Relatório de atividades: exercício 2007*. Brasília, 2007.
- ANA (Agência Nacional de Águas). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2017.
- ANCIÃES, Marina; PETERSON, A. Townsend. *Climate Change Effects on Neotropical*

Simão Seixas C., Gonçalves L.R., Morim de Lima A.G.,  
Adams C., Overbeck Gerhard E., Azevedo S.M.F.,  
Carneiro da Cunha M., Confalioni U.E.C., Eloy L.,  
Emperaire Laure, Imperatriz-Fonseca V.L., Queroz H.L.,  
Londe L.R., Menezes J.A., Oliveira Cervone C.O.F. de,  
Prado R.B., Vieira S.A., Saraiva A.

Contribuições da natureza para a qualidade de vida.

In : Joly C.A. (ed.), Scarano F.R. (ed.), Seixas C.S. (ed.), et  
al. Primeiro diagnóstico brasileiro de biodiversidade e  
serviços ecossistêmicos.

São Carlos : Ed. Cubo, 2019, p. 35-91 [en ligne].

ISBN 978-85-600-6488-5