



Painel Científico para a Amazônia (SPA)

Grupo de Trabalho 10

GT 10 Restauração, Conservação, e Transições Florestais (Oportunidades, Estratégias e Desafios em Sistemas Terrestres e Aquáticos)

Autores Principais: Jos Barlow e Plinio Sist

Opções de restauração para a Amazônia

Autores Principais: Barlow, Jos e Sist, Plinio

Autores Contribuintes: Rafael Almeida, Caroline C. Arantes, Erika Berenguer, Patrick Caron, Francisco Cuesta, Carolina R. C. Doria, Joice Ferreira, Alexander Flecker, Sebastian Heilpern, Michelle Kalamandeen, Alexander C. Lees, Marielos Peña-Claros, Camille Pioniot, Paulo Santos Pompeu, Carlos Souza, Judson F. Valentim

Agradecemos a Roany Mabel de Lima Oliveira por se voluntariar para traduzir este documento do inglês para o português.

Opções de restauração para a Amazônia

*Jos Barlow*¹, *Plinio Sist*², *Rafael Almeida*³, *Caroline C. Arantes*⁴, *Erika Berenguer*^{a,5}, *Patrick Caron*⁶, *Francisco Cuesta*⁷, *Carolina R. C. Doria*⁸, *Joice Ferreira*⁹, *Alexander Flecker*^c, *Sebastian Heilpern*¹⁰, *Michelle Kalamandeen*¹¹, *Alexander C. Lees*¹², *Marielos Peña-Claros*¹³, *Camille Piponiot*¹⁴, *Paulo Santos Pompeu*¹⁵, *Carlos Souza*¹⁶, *Judson F. Valentim*¹⁷

¹ Lancaster Environment Centre, Lancaster University, Lancaster LA1 4YQ, UK, jos.barlow@lancaster.ac.uk

² Université de Montpellier, Cirad, UR Forests & Societies, Campus International de Baillarguet, TA C-105/D, 34398 Montpellier Cedex 5, France, sist@cirad.fr

³ Department of Ecology and Evolutionary Biology, Cornell University, E145 Corson Hall, Ithaca NY 14853, USA

⁴ Center for Global Change and Earth Observations, Michigan State University, 218 Manly Miles Building, 1405 S. Harrison Road, East Lansing MI 48823, USA

⁵ Environmental Change Institute, Oxford University Centre for the Environment, University of Oxford, South Parks Road, Oxford OX1 3QY, UK

⁶ Université de Montpellier, Cirad, Umr ART-DEV, Montpellier 34398, France

⁷ Grupo de Investigación en Biodiversidad, Medio Ambiente y Salud (BIOMAS), Universidad de Las Américas (UDLA), De Los Colimes esq., Quito 170513, Ecuador

⁸ Laboratório de Ictiologia e Pesca, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Av. Pres. Dutra 2965, Olaria, Porto Velho RO 76801-058, Brasil

⁹ Embrapa Amazonia Oriental, Trav. Dr. Enéas Pinheiro, s/n°, Bairro Marco, Belém PA 66095-903, Brasil

¹⁰ Department of Natural Resources, Cornell University, 226 Mann Drive, Ithaca NY 14853, USA

¹¹ School of Geography, University of Leeds, Leeds LS2 9JT, UK

¹² Department of Natural Sciences, Manchester Metropolitan University, All Saints Building, Manchester M15 6BH, UK

¹³ Department of Environmental Sciences, Wageningen University and Research, PO Box 47, 6700AA Wageningen, The Netherlands

¹⁴ Smithsonian Conservation Biology Institute & Smithsonian Tropical Research Institute, 3001 Connecticut Avenue NW, Washington DC 20008, USA

¹⁵ Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Aquecida Sol, Lavras MG 37200-900, Brasil

¹⁶ Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Trav. Dom Romualdo de Seixas 1698, Edifício Zion Business 11º andar, Bairro Umarizal, Belém PA 66055-200, Brasil

¹⁷ Centro de Pesquisas Agroflorestais do Acre, Embrapa Acre, Rodovia BR-364, Km 14 (Rio Branco/Porto Velho), Rio Branco AC 69900-970, Brasil

Capítulo 28

ÍNDICE

MENSAGENS-CHAVE	4
RESUMO	5
1. INTRODUÇÃO	6
2. DEFINIÇÕES E OBJETIVOS DE RESTAURAÇÃO	6
3. TÉCNICAS E OPÇÕES DE RESTAURAÇÃO TERRESTRE	10
<i>3.1. Restauração após remoção completa do solo</i>	10
<i>3.2. Restauração da vegetação em terra desmatada</i>	13
<i>3.3. Restauração de florestas degradadas</i>	16
<i>3.4. Restauração de atividades econômicas sustentáveis em terras desmatadas</i>	20
<i>3.4.1 Intensificação sustentável de pastagens</i>	20
<i>3.4.2. Agrossilvicultura</i>	22
4. TÉCNICAS E OPÇÕES DE RESTAURAÇÃO AQUÁTICA	24
<i>4.1. Restauração após poluição</i>	24
<i>4.2. Remoção de barragens e restauração de ciclos de fluxo natural e conectividade</i>	27
<i>4.2.1. Restauração da pesca e redução da pesca excessiva</i>	28
<i>4.2.2. Restauração de várzeas</i>	30
5. INDICADORES DE SUCESSO	32
6. CONCLUSÃO	343
REFERÊNCIAS	343
QUADROS	51

Capítulo 28

1 MENSAGENS-CHAVE

- 2 • A restauração engloba um amplo conjunto de objetivos relacionados à prática de
3 recuperação da biodiversidade e das funções e serviços do ecossistema, como qualidade da
4 água, sequestro de carbono e meios de subsistência das pessoas. Ela abrange reinos
5 aquáticos e terrestres e vai além dos ecossistemas naturais para incluir a recuperação de
6 atividades econômicas socialmente justas em terras desmatadas.
- 7 • Dentro dos sistemas terrestres, as opções de restauração específicas do local incluem
8 acelerar a recuperação após a mineração, reflorestar as vastas áreas de terras desmatadas,
9 facilitar a recuperação de florestas primárias degradadas e a restauração de atividades
10 econômicas sustentáveis em terras desmatadas por meio de intensificação sustentável,
11 agrossilvicultura ou melhoria dos sistemas de pousio.
- 12 • Restaurar sistemas aquáticos requer a aplicação de técnicas para remediar habitats
13 aquáticos e terrestres poluídos, incluindo aqueles afetados por mineração, petróleo e
14 plástico; desenvolver e aplicar regras para restabelecer os regimes de fluxo natural; remover
15 barreiras que fragmentam rios e interrompem a conectividade, e implementar parcerias
16 colaborativas para recuperar pescas e habitats de várzea.
- 17 • O alto custo e a complexidade de muitas opções de restauração significam que elas devem
18 ser usadas apenas como último recurso. Para grandes áreas da Amazônia, o objetivo
19 principal deve ser evitar a necessidade de restauração futura, conservando florestas e corpos
20 d'água intactos.

Capítulo 28

1 **RESUMO**

2 Este capítulo examina as oportunidades e abordagens específicas do local para restaurar os
3 sistemas terrestres e aquáticos, com foco nas ações e benefícios locais. Considerações sobre a
4 paisagem e todo o bioma são abordadas no Capítulo 29. As abordagens de conservação são
5 abordadas no Capítulo 27.

6 Palavras-chave: Remediação, Reabilitação, Reflorestamento, Resiliência, Sucessão

Capítulo 28

1. INTRODUÇÃO

Mudanças impulsionadas pelo homem nas paisagens da Amazônia afetaram a biodiversidade e processos ecológicos associados (Capítulos 19 e 20); isso, por sua vez, tem impactos diretos e indiretos sobre o bem-estar humano (Capítulo 21). Embora grande parte do foco na Amazônia deva ser a prevenção de novas perdas e degradação do ecossistema (ver Capítulo 27), há uma consciência crescente da importância de ações restaurativas destinadas a reverter esses processos. Estes são apoiados internacionalmente por iniciativas como o Desafio de Bonn, a Declaração de Nova York sobre Florestas e a Década de Restauração de Ecossistemas das Nações Unidas. Ao mesmo tempo, há um reconhecimento crescente do papel que as soluções baseadas na natureza podem desempenhar na abordagem dos desafios sociais (Seddon et al., 2019); estes abrangem proteção, restauração ou ecossistemas aquáticos e terrestres conduzidos de forma sustentável, sejam naturais, artificiais ou uma combinação de ambos (Cohen-Shacham et al., 2016). A restauração não envolve apenas os ecossistemas e seus processos e serviços: a agricultura de pequena escala e a pesca são meios de subsistência vitais para as milhões de pessoas que vivem na região. Como resultado, o projeto de abordagens de restauração bem-sucedidas precisa considerar a evidência crescente de benefícios para as pessoas, incluindo a restauração de atividades econômicas sustentáveis e socialmente justas. Este capítulo examina abordagens específicas do local para restauração em sistemas terrestres e aquáticos; paisagem, captação e considerações de todo o bioma. Ele cobre os objetivos e definições de restauração, detalha ações de restauração específicas do local em sistemas terrestres e aquáticos e discute brevemente algumas das considerações relacionadas ao monitoramento e à avaliação do sucesso da restauração. Considerações de restauração em nível de paisagem e bioma são desenvolvidas no Capítulo 29.

23

2. DEFINIÇÕES E OBJETIVOS DE RESTAURAÇÃO

Antes de examinar o papel da restauração em diferentes contextos amazônicos, examinamos os objetivos e as definições nos reinos aquáticos e terrestres, tanto internacionalmente quanto nos países amazônicos (Mansourian, 2018; Fagan et al., 2020). Usamos restauração como um termo global que abrange um conjunto muito amplo de objetivos que podem ser alcançados, incluindo metas específicas relacionadas à proteção e conservação da biodiversidade, funções e serviços do ecossistema, como qualidade da água, medidas de mitigação das mudanças climáticas locais ou

Capítulo 28

1 globais, ou meios de subsistência das partes interessadas regionais (Chazdon e Brancalion, 2019).
2 Por exemplo, embora a restauração, o reflorestamento, a reabilitação e a remediação de
3 ecossistemas e funcionais possam ser vistos como ações diferentes e independentes, eles também
4 podem ser considerados como parte de um continuum que inclui uma gama de atividades e
5 intervenções que podem melhorar as condições ambientais e reverter a degradação do ecossistema
6 e fragmentação da paisagem (Figura 1, Gann et al., 2019). Crucialmente, nosso uso da restauração
7 também inclui a recuperação de atividades econômicas sustentáveis e socialmente justas em terras
8 desmatadas. Finalmente, a restauração também abrange a prevenção de degradação adicional,
9 reconhecendo que ações eficazes exigirão evitar mais danos ambientais assim como incentivar a
10 recuperação. Como tal, ao longo dos capítulos 28 e 29, o termo restauração será usado para incluir
11 as seguintes abordagens, muitas das quais são não exclusivas e/ou mutuamente benéficas.

12 *Restauração de ecossistemas:* Historicamente, a ecologia de restauração focou nos processos para
13 recuperar ecossistemas para um local de referência (por exemplo, florestas primárias ou intocadas)
14 (em Palmer et al. 2014). Por exemplo, em seus princípios e padrões internacionais para a prática
15 da restauração ecológica, a Sociedade para a Restauração Ecológica define restauração ecológica
16 como qualquer atividade com o objetivo de alcançar a recuperação substancial do ecossistema em
17 relação a modelos de referência apropriados que incluem ecossistemas nativos assim como os
18 ecossistemas culturais tradicionais. A recuperação total é definida como o estado ou condição em
19 que, após a restauração, todos os principais atributos do ecossistema se assemelham aos do
20 modelo de referência, incluindo ausência de ameaças, composição de espécies, estrutura da
21 comunidade, condições físicas, função do ecossistema e trocas externas (Gann et al., 2019). Na
22 Amazônia, a recuperação total pode ser uma floresta com riqueza e composição de espécies
23 equivalentes a uma floresta antiga, ou um rio com o complemento total de espécies aquáticas. A
24 recuperação do ecossistema é mais provável em áreas onde a escala e intensidade da perturbação
25 foi mínima (por exemplo, recuperação de comunidades faunísticas após pesca excessiva ou caça).

26 *Restauração funcional:* direcionar a recuperação para condições originais não é necessariamente o
27 objetivo principal de todo programa de restauração. Muitos programas de restauração
28 desenvolvidos no âmbito do desafio de Bonn visam a restauração das funções ecológicas e
29 ecossistêmicas dos ecossistemas em nível de paisagem, enquanto aumentam o bem-estar humano
30 das populações (Stanturf et al., 2015). Essa “restauração funcional” também pode ser chamada de
31 reabilitação e pode facilitar a inclusão das dimensões socioeconômicas e humanas das ações de

Capítulo 28

1 restauração (Gann et al., 2019). A restauração da paisagem florestal (FLR) inclui ações referentes
2 à restauração e reabilitação ecológica (ver Stanturf et al., 2015 para a definição de FLR). Hoje em
3 dia, a dimensão humana e social das ações de restauração não pode mais ser negligenciada ou
4 ignorada porque o sucesso de longo prazo dos programas de restauração depende dela (Gann et
5 al., 2019, Figura 2).

6 *Reflorestamento*: O conceito de reflorestamento foi além de sua associação original com grandes
7 predadores e fauna perdida do Pleistoceno (por exemplo, Soulé e Noss, 1998) para entregar "a
8 reorganização da biota e dos processos do ecossistema para definir um sistema sócio-ecológico
9 identificado em uma trajetória preferida, levando à provisão autossustentável de serviços
10 ecossistêmicos com gestão contínua mínima" (Pettorelli et al., 2018). Ao contrário da restauração
11 funcional ou do ecossistema, reflorestamento não visa um alvo específico (por exemplo, níveis de
12 biomassa ou composição de espécies), mas em vez disso, visa um sistema mais selvagem, onde
13 um conjunto completo de processos do ecossistema ocorre em todos os níveis tróficos. Embora o
14 reflorestamento e a restauração possam ser muito diferentes da restauração dirigida por objetivos
15 em muitos contextos temperados, na Amazônia as diferenças são menos óbvias: as formas mais
16 prevalentes de restauração, como a sucessão passiva de floresta secundária, também podem ser
17 consideradas uma forma de reflorestamento sob a definição de Pettoelli et al. (2018). Além disso,
18 com intervenções de manejo apropriadas, a maioria das florestas secundárias e rios amazônicos
19 fornecerão habitat adequado para os maiores vertebrados e predadores do vértice.

20 *Remediação*: A remediação envolve parar ou reduzir a poluição que está ameaçando a saúde das
21 pessoas ou da vida selvagem ou dos ecossistemas, em contraste com a restauração que se refere a
22 ações que melhoram diretamente os serviços ambientais ou outras propriedades ecológicas
23 (Efroymsen et al., 2004). Portanto, a remediação geralmente ocorre antes da restauração e pode
24 ajudar a criar as condições básicas para a implementação de ações de restauração. As ações de
25 remediação variam e podem envolver deixar a contaminação no local, permitir a atenuação
26 natural, remover ou isolar contaminantes e melhorar o valor ecológico através da restauração local
27 ou externa que não envolve a remoção de contaminantes (Efroymsen et al. 2004). Na Amazônia,
28 um exemplo inclui a remediação da contaminação localizada do solo combinada com a atenuação
29 natural e o plantio de árvores (Efroymsen et al. 2004).

30

Capítulo 28

1 *Definições adicionais*

2 Além de definir o que é restauração, existem algumas definições adicionais que são úteis para
3 esclarecer. A restauração ecológica pode ser assistida (humana) ou passiva (ou seja, regeneração
4 natural). Especificamos qual abordagem é necessária onde isso é importante para o resultado, mas
5 reconhecemos que muitas vezes há um continuum de ações, e até mesmo ações passivas exigem
6 algumas tomadas de decisão e intervenções de gestão ativas (por exemplo, controle de fogo,
7 cercas, etc.). Também é importante esclarecer a terminologia sobre as diferentes classes de
8 perturbação (caixa X de corte transversal). Usamos florestas primárias para descrever florestas
9 que nunca foram derrubadas intencionalmente, aceitando que há uma falta de certeza sobre a
10 história pré-colombiana [Capítulo 8], e que algumas florestas serão consideradas "primárias" por
11 sensoriamento remoto se forem anteriores à ampla disponibilidade de imagens Landsat em 1984.
12 Embora o desmatamento - a perda de cobertura florestal e conversão para um uso alternativo da
13 terra - seja facilmente definido, há menos concordância sobre a degradação florestal (Sasaki e
14 Putz, 2009) e florestas secundárias (Putz e Redford, 2010). Seguimos a definição de Parrota et al.
15 (2012) que as florestas são consideradas degradadas se a perturbação levar a "*mudanças nas*
16 *condições da floresta que resultem na redução da capacidade de uma floresta de fornecer bens e*
17 *serviços*" (Thompson et al., 2012). Definimos florestas secundárias são aquelas que voltam a
18 crescer após o corte raso e, normalmente, após um uso alternativo da terra, como pastagem ou
19 área de cultivo (Putz e Redford, 2010). Consideramos que a degradação florestal pode afetar as
20 florestas primárias e secundárias, por meio de processos como extração seletiva, clima extremo,
21 incêndios e efeitos de borda ou isolamento (Robinson et al. 2010; (Negrón-Juárez et al., 2010;
22 Brando et al., 2014). O grau de degradação depende da causa (incêndio, exploração madeireira,
23 fragmentação), intensidade da degradação (exploração baixa vs alta intensidade de exploração) e
24 frequência (exploração repetitiva, fogo repetitivo) (Capítulo 17) (Bourgoin et al., 2020; Matricardi
25 et al., 2020).

26 Finalmente, para a restauração terrestre, temos um forte foco nas florestas, que são de longe o
27 ecossistema mais dominante em toda a bacia. No entanto, outros ecossistemas importantes,
28 incluindo pastagens nativas, savanas e páramos também sofrem degradação e conversão, e a
29 restauração desses ecossistemas também é fundamental para manter a função ecológica da
30 paisagem (Veldman, 2016).

Capítulo 28

1 3. TÉCNICAS E OPÇÕES DE RESTAURAÇÃO TERRESTRE

2 Esta seção fornece uma revisão técnica e baseada em evidências das opções de restauração
3 específicas do local exigidas em sistemas terrestres após perturbações causadas pelos fatores
4 abordados nos Capítulos 19 e 20. Cada seção descreve brevemente quando a restauração é mais
5 relevante, as opções técnicas existentes e sua eficácia, os benefícios (e limites) ecológicos e
6 ambientais e a viabilidade social e econômica (incluindo benefícios e desafios).

7 *3.1. Restauração após remoção completa do solo*

8 A extração de minerais e combustíveis fósseis são fatores cada vez mais significativos de
9 desmatamento e degradação tropical, perda de biodiversidade e emissões de gases de efeito estufa
10 na Amazônia (Fearnside, 2005). Cerca de 21% da região está sob exploração potencial de
11 hidrocarbonetos (327 blocos de óleo e gás cobrindo ~108 milhões de ha) e mineral (160 milhões de
12 ha) (RAISG, 2020). A maioria das atividades de mineração mineral está centrada nas regiões do
13 Escudo das Guianas e Centro-Norte do Brasil, enquanto a extração de combustíveis fósseis ocorre
14 principalmente na Amazônia Ocidental (principalmente Peru, Equador e Bolívia, RAISG 2020,
15 Capítulo 19). A magnitude dessas indústrias varia de atividades artesanais de pequena escala
16 (minerais) a grande escala (minerais e hidrocarbonetos), sendo a última frequentemente
17 administrada por grandes corporações em terras privadas arrendadas (Asner et al., 2013; Lobo et
18 al., 2016; Sonter et al., 2017; Kalamandeen et al., 2018), muitas vezes sobrepondo ~20% dos
19 territórios indígenas (Herrera - R et al., 2020). O processo para essas atividades garante que as
20 florestas sejam desmatadas e a camada superficial do solo removida para estabelecer minas, poços,
21 dutos e infraestrutura associada a estradas e habitações (Laurance et al., 2009; McCracken e
22 Forstner, 2014; Sonter et al., 2017).

23 A extensão dos danos ao solo e da contaminação química associada à escavação de minerais e
24 hidrocarbonetos o diferencia de outros vetores de desmatamento tradicionais, como agricultura e
25 pecuária baseada em pastagens (Santos-Francés et al., 2011; Wantzen e Mol, 2013). A extração de
26 minerais e hidrocarbonetos altera a estrutura do solo, interrompe o ciclo de nutrientes (nitrogênio
27 e fósforo), e inibe severamente a recuperação da floresta ao destruir o banco de sementes do solo e
28 a biota do solo (Lamb et al., 2005; Barrios et al., 2012; Kalamandeen et al., 2020). Também pode
29 interromper importantes serviços ecossistêmicos acima do solo, como polinização, dispersão de
30 sementes e controle de pragas. Por exemplo, pássaros têm sido bem documentados por dispersar

Capítulo 28

1 sementes de árvores de florestas primárias em áreas em recuperação (Bregman et al., 2016).
2 Efeitos auxiliares adicionais, como erosão do solo e poluição das águas superficiais e subterrâneas
3 por meio da contaminação por mercúrio e / ou drenagem ácida de mina, podem ser detectados a
4 centenas de quilômetros de locais arrendados pela mina (Diringer et al., 2015; Sonter et al., 2017).
5 Para esses sistemas gravemente degradados e poluídos, a distância até os bancos de sementes de
6 florestas primárias parece ter impacto limitado na recuperação (Kalamandeen et al., 2020).

7 O nível de degradação da extração de hidrocarbonetos significa que a recuperação total é
8 altamente improvável, e as taxas de recuperação são baixas ou podem ser completamente
9 estagnadas (Kalamandeen et al., 2020). Como resultado, focar em reviver processos funcionais
10 (produção primária, fluxos de energia e ciclos de nutrientes) e ecológicos (por exemplo,
11 composição de espécies, mecanismos de dispersão, linhagens evolutivas distintas) por meio de
12 restauração ativa torna-se crucial (Chazdon et al., 2009; Edwards et al., 2017; Ferreira et al., 2018;
13 Rocha et al., 2018).

14 A restauração será mais eficaz nesses sistemas se a revegetação ativa ou abordagens mistas forem
15 usadas (Ciccarese et al., 2012; Stanturf et al., 2014; Gilman et al., 2016), dependendo do tipo de
16 mineração que ocorre. Por exemplo, Parrotta e Knowles (1999, 2001) mostraram que o plantio de
17 espécies comerciais mistas de árvores madeireiras mais exóticas foi o tratamento mais produtivo
18 do desenvolvimento da área basal e do crescimento em altura para a restauração de áreas
19 anteriormente sob mineração de bauxita. Abordagens mistas podem incluir o plantio de mudas de
20 espécies nativas e/ou exóticas, a assistência da regeneração natural, ou o estabelecimento de
21 sistemas agroflorestais (Macdonald et al., 2015; Stanturf et al., 2015; Viani et al., 2017). A técnica
22 mais comumente utilizada além da regeneração natural é uma combinação de tratamento de solos
23 para aumentar a fertilidade e reduzir a acidez (por exemplo, com carbonato de cálcio, fertilizante
24 de nitrogênio, biochar) e plantio de mudas e árvores (Palma e Laurance, 2015; Grossnickle e
25 Ivetić, 2017; Rodrigues et al., 2019). Estudos comparando diferentes abordagens de restauração
26 destacam como os benefícios mudam de acordo com os objetivos de restauração - enquanto áreas
27 plantadas com espécies de árvores comerciais acumularam a maior biomassa nos primeiros 9-13
28 anos, essas também foram as menos ricas em espécies (Parrotta e Knowles, 1999; Crouzeilles et
29 al., 2016; Chazdon et al., 2020). Por exemplo, a riqueza de espécies variou de ~17 a 35 espécies
30 por parcela (100 m²) em locais restaurados após 8 anos perto de Paragominas, Brasil (Uhl e
31 Almeida, 1996; Parrotta e Knowles, 1999). Em contraste, o plantio com uma mistura de espécies

Capítulo 28

1 nativas poderia aumentar de forma mais eficaz a resiliência da floresta a longo prazo e reduzir o
2 risco de sucessão interrompida (Parrotta e Knowles, 2001).

3 Há evidências crescentes de que a diversidade subterrânea tem um impacto significativo no
4 funcionamento do ecossistema e pode desempenhar um papel maior na restauração de sistemas de
5 mineração degradados (Harris, 2009). Relações positivas foram descobertas entre a diversidade de
6 fungos micorrízicos arbusculares e a produtividade primária líquida do ecossistema, e entre a
7 uniformidade da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares e a eficiência do uso de fósforo
8 do ecossistema (Lovelock e Ewel, 2005). Entre os microrganismos relevantes do solo, pode-se
9 esperar que fungos micorrízicos arbusculares e fungos ectomicorrízicos desempenhem um papel
10 importante durante a restauração de sítios degradados (Caravaca et al., 2002, 2003), contudo, esse
11 papel é mal compreendido. Evidências recentes de restauração na China sugerem que as
12 condições acima do solo também podem influenciar as comunidades abaixo do solo: a restauração
13 com maior diversidade de plantas encorajou feedbacks planta-solo, resultando em trajetórias de
14 restauração mais favoráveis (Jia et al., 2020).

15 Em relação a outros usos da terra, a mineração pode ser a atividade mais perturbadora na
16 recuperação de biomassa e floresta, resultando em uma perda de ~ 2 milhões de toneladas de
17 carbono anualmente (Kalamandeen et al., 2020). Em particular, os padrões e melhores práticas
18 disponíveis para atividades pré e pós-mineração e restauração tornam-se importantes. Muitos
19 países amazônicos desenvolveram processos sistemáticos para a restauração pós-mineração que
20 incluem ações como aterro de locais minerados com solo superficial e tratamento e
21 reabastecimento de reservatórios de rejeitos como parte das estratégias de "fechar conforme você
22 avança". Para minas maiores, a aplicação da restauração após o fechamento da mina é muitas
23 vezes ligada a salvaguardas ambientais e sociais das principais instituições financeiras
24 multilaterais, como o uso do BID e do Banco Mundial do Padrão de Desempenho da IFC (PS) 1
25 ('Avaliação e gestão de riscos ambientais e sociais e impactos') e PS6 ('Conservação da
26 biodiversidade e gestão sustentável dos recursos naturais vivos', ver Banco Mundial, 2019). No
27 entanto, há uma falta de monitoramento, e o cumprimento das políticas de mineração é fraco ou
28 inexistente para operações de média e pequena escala. Além disso, não existem esquemas para
29 restaurar áreas impactadas pela mineração ilegal.

Capítulo 28

1 3.2. Restauração da vegetação em terra desmatada

2 A perda de pelo menos 867.675 km² de florestas primárias amazônicas até o momento significa
3 que existem muitas oportunidades para a restauração florestal. Essas oportunidades são maiores na
4 Amazônia brasileira, pois (i) cobre 60% da área florestal da bacia e (ii) é responsável por 85% de
5 todo o desmatamento até o momento (Smith et al. 2021, Capítulo 19) - embora outros pontos
6 notáveis de desmatamento existam na Colômbia, Peru e Bolívia. Na Amazônia brasileira, 20% das
7 terras desmatadas foram abandonadas e estão cobertas por florestas secundárias; estas estão
8 concentradas no 'arco do desmatamento' e ao longo das hidrovias e principais rodovias (Smith et
9 al., 2020). A restauração adicional de terras agrícolas improdutivas na Amazônia brasileira
10 poderia ser incentivada pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (frequentemente chamada de
11 Código Florestal), que exige que a maioria dos proprietários mantenha entre 50 e 80% da
12 cobertura florestal em suas terras.

13 A grande maioria da restauração em terras agrícolas é passiva, onde as florestas são deixadas para
14 retornar naturalmente (Chazdon et al., 2016; Smith et al., 2020). A maioria das florestas
15 secundárias amazônicas resultantes de restauração passiva tem menos de 20 anos (Chazdon et al.,
16 2016). Na Amazônia brasileira, a idade média é de apenas sete anos, e florestas secundárias muito
17 jovens (≤ 5 anos) representam quase metade da extensão total da floresta secundária (Smith et al.,
18 2020). Essas florestas secundárias se desenvolvem por duas razões distintas. Em primeiro lugar, a
19 regeneração da floresta é uma forma dos agricultores de restaurar a fertilidade do solo e reduzir a
20 infestação de ervas daninhas após a agricultura. Essas florestas são frequentemente sujeitas a
21 desmatamento para novos usos agrícolas, mas pode haver intervenções limitadas, como o
22 enriquecimento da rebrota com espécies de plantas úteis (por exemplo, Padoch e Pinedo-Vasquez,
23 2010). Em segundo lugar, as florestas secundárias se desenvolvem como resultado do abandono
24 de terras agrícolas; aqui, não há um objetivo específico para florestas em funcionamento ou alta
25 diversidade, e poucas ações são realizadas para alterar a trajetória sucessional.

26 Embora essas florestas secundárias não plantadas sejam frequentemente chamadas de restauração
27 "passiva", sua recuperação ainda pode ser melhorada por meio do manejo ativo. Em alguns casos,
28 a cerca pode ser importante para protegê-los do gado (por exemplo, Griscom et al., 2009; Wassie
29 et al., 2009). Excluir o fogo é uma prioridade principal: as florestas secundárias podem ser mais
30 inflamáveis do que as florestas primárias, pois são mais secas e quentes durante o dia (Ray et al.,

Capítulo 28

1 2005), e as florestas secundárias queimadas se recuperam a uma taxa muito mais lenta (Heinrich
2 et al., 2021). O valor da floresta secundária também será aprimorado pela proteção das florestas
3 existentes, já que as florestas mais antigas trarão maiores benefícios para a conservação da
4 biodiversidade (Lennox et al., 2018) e estoques de carbono (por exemplo, Heinrich et al., 2021).
5 No entanto, proteger as florestas secundárias de distúrbios e desmatamento continua sendo um
6 desafio. As florestas secundárias têm sua maior extensão nas regiões mais desmatadas da
7 Amazônia, mas aumentar a cobertura florestal nessas paisagens é um desafio. Por exemplo,
8 paisagens que foram > 80% desmatadas em 1997 continuaram a mostrar uma perda geral - e não
9 recuperação - da cobertura florestal até 2017 (Smith et al. 2021). As florestas secundárias, em
10 particular, são frequentemente consideradas de pouco valor, o que pode ter contribuído para um
11 aumento nas taxas de desmatamento na última década (Wang et al., 2020). Os programas de
12 restauração precisarão desenvolver incentivos para proteger as florestas secundárias existentes,
13 bem como encorajar mais restauração.

14 As abordagens de restauração ativa variam, mas algumas das mais populares envolvem a
15 semeadura direta de espécies pioneiras, plantio de menor densidade de espécies não pioneiras,
16 bem como aração e preparo do solo (da Cruz et al., 2021; Vieira et al., 2021). Apesar de alguns
17 sucessos em paisagens altamente desmatadas (por exemplo, Vieira et al. 2021), a restauração ativa
18 de terras agrícolas abandonadas sempre será difícil e cara nas escalas muito grandes exigidas em
19 toda a Amazônia. Por exemplo, uma revisão de mais de 400 projetos de restauração na Amazônia
20 brasileira descobriu que a regeneração natural assistida foi utilizada em apenas 3%, enquanto um
21 projeto de restauração ativa ambicioso e inovador que envolveu até 450 coletores de sementes a
22 qualquer momento, entretanto, restaurou apenas 50km² de floresta (Schmidt et al., 2019), que é
23 uma pequena fração do abandono natural de terra que ocorreu no mesmo período (Smith et al.,
24 2020).

25 As escolhas de espécies são importantes na restauração ativa. A restauração ativa não deve ser
26 restrita a pioneiros de crescimento rápido: evidências da Mata Atlântica mostram que espécies de
27 crescimento antigo fornecem muitos benefícios quando plantadas em áreas abertas (Piotto et al.,
28 2020). A proveniência das espécies é importante - esquemas de coleta de sementes locais e
29 viveiros são vitais para manter as fontes de sementes locais e misturas de espécies apropriadas -
30 mas sem co-desenvolvimento de longo prazo de esquemas de coleta de sementes (por exemplo,
31 Schmidt et al 2018), muitas vezes existem limitações quanto à disponibilidade de sementes de

Capítulo 28

1 espécies nativas (Nunes et al., 2020). A configuração espacial das questões de restauração ativa -
2 as árvores de enfermagem podem funcionar para estimular a dispersão de sementes em áreas de
3 restauração, e a nucleação aplicada (onde o plantio em pequenos fragmentos incentiva a
4 recuperação florestal em escalas maiores) tem se mostrado bem-sucedida em outras partes dos
5 Neotrópicos (Zahawi et al., 2013; Rodrigues et al., 2019). Algumas abordagens de restauração
6 ativa podem até ser contraproducentes: no Cerrado, Sampaio et al. (2007) demonstram que
7 esforços intensivos de restauração em pastagens abandonadas podem, na verdade, retardar a
8 sucessão inicial de floresta sazonal decidual. Apesar dos muitos desafios de encontrar e
9 dimensionar uma restauração ativa efetiva não deve diminuir o importante papel que ela pode
10 desempenhar em certos contextos, como quando a intensidade de uso da terra anterior foi alta, se
11 houver poucas fontes de sementes nas proximidades ou ao priorizar a restauração de áreas com
12 alto valor social e ecológico, como matas ciliares (Schmidt et al., 2019; Vieira et al., 2021).

13 Os benefícios ecológicos da restauração florestal são altamente variáveis, mesmo quando medidas
14 unidimensionais são avaliadas. Por exemplo, existem diferenças de dez vezes nas estimativas de
15 acúmulo de carbono em florestas amazônicas de várzea em regeneração passiva, com estimativas
16 variando de tão baixo quanto 1 a tão alto quanto 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Elias et al., 2020). A
17 recuperação da biodiversidade também é variável. Alguns estudos mostram uma forte relação
18 positiva entre a recuperação da riqueza ou composição de espécies e o carbono ou biomassa acima
19 do solo (Gilroy et al., 2014; Ferreira et al., 2018; Lennox et al., 2018). No entanto, essa relação se
20 atenua com o aumento dos níveis de biomassa (Ferreira et al. 2018), e florestas secundárias mais
21 antigas (c. 50 anos) podem parar de acumular espécies adicionais (Elias et al. 2020). Além disso,
22 embora as florestas secundárias em contextos favoráveis possam conter uma grande diversidade
23 de fauna e flora, a composição das espécies tende a ser muito diferente (Barlow et al., 2007) e as
24 espécies mais raras e com os alcances mais restritos são improváveis de usar tudo, exceto as
25 florestas secundárias mais antigas (Moura et al., 2013; Lennox et al., 2018).

26 A variação nas trajetórias de recuperação de florestas secundárias reflete a ampla gama de fatores
27 que afetam o processo de recuperação. O clima é um fator chave, e a recuperação da floresta é
28 mais lenta em climas mais secos e sazonais (Poorter et al., 2016; Elias et al., 2020). Mesmo
29 pequenas diferenças no uso anterior da terra, como a intensidade, frequência, duração, extensão e
30 tipo, afetam as vias sucessionais (Jakovac et al., 2021). O contexto da paisagem também pode
31 desempenhar um papel crucial na condução da recuperação (Capítulo 26), com a proximidade de

Capítulo 28

1 bordas florestais existentes (Jacovak et al. 2021) e a paisagem de alta cobertura florestal tendo
2 efeitos fortes e positivos na recuperação (Leitold et al., 2018; Camargo et al., 2020).

3 Também há uma variação importante nos custos de devolução de terras agrícolas à floresta.
4 Alguns deles estão associados às ações de restauração como plantio, cercas, etc. No entanto, os
5 custos de oportunidade também são fundamentais. A maioria das florestas secundárias existentes
6 o faz porque a agricultura gera baixos lucros (por exemplo, Garrett et al., 2017). O incentivo à
7 restauração adicional nessas áreas terá, portanto, baixos custos de oportunidade. No entanto,
8 restaurar florestas em terras agrícolas produtivas com altas margens de lucro incorrerá em custos
9 muito maiores. Nem todos os atores serão capazes de arcar com esses custos igualmente - é
10 provável que os pequenos proprietários enfrentem maiores desafios se forem obrigados a
11 aumentar a cobertura de floresta secundária ou mudar de sistemas de pousio para áreas
12 permanentes de restauração. Os benefícios para os atores locais podem ser aumentados onde as
13 florestas secundárias fornecem PFM comercializáveis, como frutas, resinas, mel ou materiais de
14 construção (Capítulo 30 Bioeconomia).

15 **3.3. Restauração de florestas degradadas**

16 Existem muitos fatores diferentes de degradação florestal na Amazônia (Capítulo 17). Os
17 distúrbios causados pelo homem incluem corte seletivo, incêndios florestais, efeitos de borda e
18 caça (Asner et al., 2005; Barlow e Peres, 2008; Broadbent et al., 2008; Aragão et al., 2018; Silva
19 Junior et al., 2020; Bogoni et al., 2020). Os distúrbios naturais incluem secas extremas e
20 derrubadas do vento (Phillips et al., 2009; Espírito-Santo et al., 2014; Leitold et al., 2018). O
21 impacto da perturbação - daqui o grau de degradação - é variável. Por exemplo, incêndios
22 florestais repetidos podem eliminar quase todas as árvores originais e causar uma renovação
23 completa das comunidades faunísticas (Barlow e Peres, 2008), enquanto a caça leva a mudanças
24 mais sutis que podem não ser facilmente discernidas sem estudos cuidadosos de mudanças em
25 composição de espécies (por exemplo, Terborgh et al., 2008; Harrison et al., 2013).

26 Frequentemente, as perturbações ocorrem simultaneamente e, quando avaliadas em conjunto,
27 podem conduzir à perda de biodiversidade tanto quanto o próprio desmatamento (Barlow et al.,
28 2016).

29 Avaliações em grande escala da extensão da degradação focam nas mudanças estruturais na
30 floresta que podem ser detectadas por satélites. Isso sugere que pelo menos 17% das florestas

Capítulo 28

1 amazônicas foram degradadas por distúrbios como extração de madeira, incêndios ou derrubada
2 do vento entre 1995 e 2017 (Bullock et al., 2020). Na porção brasileira da bacia, essa área
3 degradada cobre uma área maior do que a desmatada até o momento (Matricardi et al., 2020). A
4 extensão e os impactos dos distúrbios ocultos, como a defaunação, são muito menos certos do que
5 os distúrbios do dossel (Peres et al., 2006). Estudos recentes estimam uma redução de 57% na
6 fauna local na região Neotropical (Bogoni et al., 2020). Na Amazônia, a defaunação foi maior no
7 arco do desmatamento e nos Andes, mas mesmo áreas intactas perderam espécies-chave (Bogoni
8 et al., 2020). Por exemplo, estima-se que o caititu *Tayassu pecari* esteja ausente em 17% do
9 estado do Amazonas no Brasil, apesar de 98% de sua cobertura florestal remanescente (Parry e
10 Peres, 2015). O consumo de carne de caça em pequenos centros urbanos também é prevalente
11 (Parry e Peres, 2015) e pode esgotar as espécies cinegéticas por mais de 100 km (Parry e Peres,
12 2015).

13 Os impactos e a longevidade dos efeitos da degradação significam que os esforços de conservação
14 devem primeiro focar em evitar distúrbios causados pelo homem em primeiro lugar, retendo o
15 máximo possível das florestas intactas (Watson et al., 2018). Uma vez que uma floresta tenha sido
16 degradada, a probabilidade de novas mudanças fornece informações importantes sobre o manejo.
17 Crucialmente, apenas 14% das florestas degradadas são eventualmente desmatadas (Bullock et al.,
18 2020), e há duas conclusões complementares a partir disso. Em primeiro lugar, é importante evitar
19 o desmatamento dessas florestas degradadas: embora tenham um valor de conservação inferior e
20 forneçam menos serviços ecossistêmicos do que as florestas não perturbadas, muitas vezes
21 permanecem significativamente mais importantes do que os usos alternativos da terra e as
22 florestas secundárias (Edwards et al., 2011 ; Berenguer et al., 2014; Barlow et al., 2016). Em
23 segundo lugar, como a maioria das florestas degradadas permanece na paisagem, é importante
24 apoiar ações que vão além do desmatamento e também enfrentam a degradação (c.f. Barlow et al.,
25 2016).

26 Bullock et al. (2020) também mostram que cerca de 29% das florestas que foram degradadas
27 dentro da escala de tempo do estudo foram degradadas novamente - um número que poderia ser
28 muito maior se formas não estruturais de degradação fossem incluídas ou se a avaliação fosse
29 realizada durante períodos de tempo mais longos. Isso demonstra a importância de evitar
30 degradação adicional, o que é particularmente importante quando distúrbios facilitam a ocorrência
31 de outros ou amplificam seus efeitos. Por exemplo, secas extremas, extração seletiva de madeira e

Capítulo 28

1 efeitos de borda tornam as florestas mais suscetíveis a incêndios, devido a mudanças nas
2 condições microclimáticas e/ou cargas de combustível (Uhl e Kauffman, 1990; Camargo e Kapos,
3 1995; Ray et al., 2005; Silva Junior et al., 2018). Esses eventos também podem amplificar os
4 efeitos da degradação subsequente, uma vez que a mortalidade de árvores por incêndios é muito
5 maior perto das bordas da floresta ou em florestas que foram previamente exploradas ou
6 queimadas (Gerwing, 2002; Brando et al., 2019b).

7 Até 57% das florestas amazônicas degradadas são deixadas para se recuperar (Bullock et al.,
8 2020). Os tempos de recuperação são altamente variáveis, dependendo do tipo e da
9 intensidade/gravidade da alteração, mas nosso entendimento melhorou nos últimos anos. Eles são
10 mais lentos para florestas queimadas, especialmente se as florestas foram queimadas mais de uma
11 vez, e provavelmente são mais rápidos em florestas caçadas onde as espécies de caça são capazes
12 de recolonizar (**Quadro X**). As taxas de recuperação também dependem da métrica de interesse:
13 por exemplo, as florestas exploradas podem retornar às condições de umidade e temperatura da
14 linha de base dentro de alguns anos, quando a cobertura do dossel se recupera após distúrbios
15 causados pelo homem (Mollinari et al., 2019), enquanto as florestas queimadas podem recuperar
16 rapidamente sua capacidade de ciclar a água (Brando et al., 2019b). Em contraste, os estoques de
17 carbono tendem a levar décadas para se recuperar e podem atingir um estado alternativo de
18 biomassa inferior após incêndios florestais (Rutishauser et al., 2015) (Rutishauser et al., 2015;
19 Silva et al., 2018, 2020). A recuperação da composição de espécies e árvores grandes será ainda
20 mais lenta - enquanto os dados sobre eventos lentos são limitados, o tempo de geração lenta das
21 maiores árvores da Amazônia (por exemplo, Vieira et al. 2005) sugere que isso pode levar escalas
22 de tempo milenares. Finalmente, alguns ecossistemas amazônicos parecem ser particularmente
23 sensíveis à perturbação e podem não se recuperar: por exemplo, florestas inundadas entram em
24 um estado de sucessão interrompida após incêndios florestais (Flores et al., 2017).

25

26 Em alguns contextos, a restauração ativa pode ajudar na recuperação de florestas degradadas. As
27 florestas que queimaram mais de uma vez perdem quase toda a sua biomassa acima do solo
28 (Barlow e Peres, 2004), e a recuperação provavelmente será impedida pelo domínio de videiras,
29 bambus e espécies de árvores que nunca são encontradas em florestas primárias ou sucessionais
30 posteriores (Barlow e Peres, 2008). Nessas florestas, ou em florestas severamente danificadas pela

Capítulo 28

1 extração de madeira convencional repetida, o plantio de enriquecimento pode ser uma abordagem
2 válida para tentar e melhorar a condição ecológica e os benefícios sociais que podem ser
3 derivados das florestas. A maioria das pesquisas sobre isso está relacionada a esforços pós-
4 colheita para melhorar a produção futura de madeira. Esta pesquisa mostra que o plantio de
5 enriquecimento pode ser eficaz em pequenas escalas quando o plantio foi combinado com o corte
6 da videira (Keefe et al., 2009) ou o cuidado. Um estudo em Bornéu mostra que a restauração e o
7 enriquecimento ativos também podem dobrar a absorção de carbono em um período de 20 anos
8 (Philipson et al., 2020). No entanto, o plantio de enriquecimento é caro e só é provável de ser
9 financeiramente viável sob certas circunstâncias econômicas. Finalmente, reintroduções de
10 comunidades faunísticas podem ajudar a reverter extirpações de espécies e restaurar processos de
11 ecossistema na Mata Atlântica (Genes et al., 2019). Esses programas são caros e desafiadores e,
12 na maioria das regiões, a fauna será capaz de se recolonizar naturalmente uma vez que as pressões
13 forem removidas. No entanto, pode valer a pena considerar reintroduções ativas para algumas das
14 florestas mais fragmentadas e foram propostas para macacos Woolly na Amazônia colombiana
15 (Millán et al., 2014).

16 A enorme escala espacial e complexidade da degradação na Amazônia significa que as estratégias
17 mais econômicas e escaláveis devem se concentrar em evitar que eventos de perturbação ocorram
18 em primeiro lugar, ou voltem a ocorrer onde já ocorreram. O conjunto complexo de fatores
19 humanos de perturbação significa que isso envolverá uma ampla gama de estratégias. Algumas
20 degradações podem ser evitadas reduzindo o próprio desmatamento - por exemplo, os efeitos de
21 borda e isolamento são uma consequência direta do desmatamento. As ações destinadas a prevenir
22 incêndios florestais envolverão a redução ou controle das fontes de ignição na paisagem e a
23 vinculação da detecção precoce de incêndios à rápida implantação de equipes de combate a
24 incêndios (por exemplo, Spínola et al. 2020). Evitar a perturbação da extração ilegal e
25 convencional será fundamental, mas continua sendo um enorme desafio em toda a Amazônia
26 (Brancalion et al., 2018). As medidas que tratam de atividades intimamente ligadas aos meios de
27 subsistência locais - como a caça e o uso do fogo na agricultura - exigirão um co-desenvolvimento
28 cuidadoso com as comunidades. Intervenções de gerenciamento podem tentar e prevenir a
29 combinação de estressores negativos. Por exemplo, os incêndios florestais são mais prováveis e
30 mais prejudiciais em fronteiras agrícolas e perto de bordas florestais (Silva Junior et al., 2020) e
31 em florestas que foram previamente exploradas ou degradadas (Gerwing, 2002; Blate, 2005).

Capítulo 28

1 Nesses casos, evitar mais desmatamento, encorajar a restauração florestal para tamponar as bordas
2 da floresta e evitar a exploração madeireira em regiões da Amazônia sensíveis ao fogo poderia
3 ajudar a limitar a degradação e apoiar a recuperação de florestas já degradadas. Embora possa não
4 ser possível prevenir distúrbios causados pelo clima sem uma ação global rápida sobre as
5 mudanças climáticas, o manejo local de incêndios e/ou exploração madeireira pode ajudar a
6 mitigar seus impactos (Berenguer, 2021). Uma visão geral mais detalhada das medidas tomadas
7 para reduzir ou reverter a degradação é descrita no Capítulo 29.

8 **3.4. Restauração de atividades econômicas sustentáveis em terras desmatadas**

9 Na bacia amazônica, uma ampla janela de oportunidades para restauração de áreas de produção
10 foi estabelecida a partir de políticas novas ou reformadas para a promoção da proteção ambiental
11 (Brasil, 2012; Soares-Filho et al., 2014; Sears et al., 2018; Furumo e Lambin, 2020). Soluções
12 inovadoras para restauração e produção sustentável de alimentos, fibras e outros bioprodutos
13 nessas terras desmatadas são vitais para conciliar o desenvolvimento econômico inclusivo e
14 equitativo, em particular no nível local, com a conservação ambiental na bacia amazônica. A
15 necessidade de restauração de atividades econômicas sustentáveis e socialmente justas em terras
16 desmatadas é maior onde a agricultura não é mais ou ainda não é lucrativa. Existem muitos
17 benefícios no nível da paisagem, incluindo o aumento da cobertura total de árvores, a criação de
18 espaço para regeneração natural por meio do aumento da produtividade (Chazdon et al., 2017) e a
19 redução da pressão sobre os sistemas naturais durante a transição da floresta (ver Capítulo 29).
20 Nesta seção, consideramos os benefícios no nível do local, que incluem melhorar os meios de
21 subsistência e o bem-estar de pequenos e médios agricultores e comunidades tradicionais,
22 aumentando a segurança alimentar, o acesso a madeira e combustível (HLPE, 2017; FAO, 2018).
23 Os próximos parágrafos traçam algumas das técnicas que podem ser usadas para atingir esses
24 objetivos, enfocando três abordagens promissoras para aumentar a produtividade: a intensificação
25 sustentável de pastagens, agrossilvicultura e melhoria do cultivo em pousio.

26 **3.4.1 Intensificação sustentável de pastagens**

27 A intensificação sustentável - isto é, aumentando a produtividade (da terra, da mão de obra, do
28 capital de acordo com o contexto socioeconômico) e ao mesmo tempo reduzindo os impactos
29 ambientais - é particularmente relevante nas pastagens, como a pecuária extensiva baseada em

Capítulo 28

1 gramíneas africanas (Valentim e de Andrade, 2009; Valentim, 2016; Dias-Filho, 2019) responde
2 por 89% da área cultivada no bioma Amazônia (MAPBIOMAS, 2020) e tende a gerar lucros
3 muito baixos ou até negativos (Garrett et al. 2017). As taxas de produtividade dessas pastagens
4 foram estimadas em apenas 32-34% do seu potencial (Strassburg et al., 2014). Mais recentemente,
5 no entanto, os sistemas de pecuária estão rompendo com a lógica de ocupação da terra e o rápido
6 esgotamento dos recursos do solo que caracterizaram as décadas passadas (Wood et al., 2015). Foi
7 observada uma dissociação entre a produção de gado, que está aumentando, e o desmatamento,
8 que está diminuindo ou persistindo em outras regiões (por exemplo, Lapola et al. 2014). A
9 pecuária se tornou mais intensiva nas fronteiras mais antigas e consolidadas dos estados do Pará e
10 Mato Grosso na Amazônia brasileira, onde há melhor acesso a tecnologias e mercados modernos e
11 governança florestal mais forte (Schielein e Börner, 2018).

12 A intensificação sustentável de pastagens requer sistemas de governança eficazes que sejam
13 capazes de evitar novas conversões de terras e garantir modelos de desenvolvimento sustentável
14 (Garrett et al., 2018). De acordo com Strassburg et al. (2014), aumentar a produtividade das
15 pastagens na Amazônia brasileira para apenas 49-52% do seu potencial seria suficiente para
16 atender a demanda por alimentos, madeira e biocombustíveis até 2040, sem a necessidade de
17 converter áreas adicionais de vegetação nativa - portanto resultando na mitigação de 14,3 GT
18 CO₂e do desmatamento evitado. Além disso, pastagens produtivas podem ser manejadas sem
19 fogo, removendo um dos maiores riscos e fontes de ignição mais prevalentes da Amazônia (ver
20 seção sobre degradação florestal).

21 Soluções tecnológicas para intensificação sustentável de pastagens incluem mudança contínua
22 para pastagem rotativa associada ao aumento da produtividade da pastagem (Dias Filho, 2011),
23 adoção de pastagens mistas de gramíneas e leguminosas (Valentim e Andrade, 2004; Zu
24 Ermgassen et al., 2018), e sistemas agrossilvipastoris e silvipastoris que integram árvores e
25 diferentes agroecossistemas (Uphoff et al., 2006; de Sousa et al., 2012; Valentim, 2016). Junto
26 com outras abordagens agroecológicas, essas alternativas estão mais alinhadas com a agricultura
27 regenerativa, pois abrangem um conjunto de práticas destinadas a restaurar e manter a qualidade
28 do solo, apoiar a biodiversidade, proteger bacias hidrográficas, melhorar as ligações acima e
29 abaixo do solo e, por fim, a resiliência ecológica e econômica (Bardgett e Wardle, 2010;
30 Ranganathan et al., 2020; White, 2020). Por exemplo, esses sistemas substituem fertilizantes de
31 nitrogênio dispendiosos por nitrogênio fixado simbioticamente por bactérias do solo, aumentam a

Capítulo 28

1 qualidade do solo e a resiliência do agroecossistema e reduzem as emissões de gases de efeito
2 estufa por unidade de proteína digestível produzida (Latawiec et al., 2014; Gerssen-Gondelach et
3 al., 2017; Gil et al., 2018). Além disso, contribuem para aumentar a produtividade da terra,
4 trabalho e capital (Martha Jr et al., 2012).

5 3.4.2. Agrossilvicultura

6 A agrossilvicultura oferece outra opção para regenerar terras improdutivas e manter a produção
7 em terras já desmatadas, e é particularmente adequada para pequenas fazendas. Os sistemas
8 agroflorestais integram a produção de árvores e espécies agrícolas no mesmo pedaço de terra e
9 podem sequestrar carbono nos solos e na vegetação como um co-benefício (Ranganathan et al.,
10 2020). A agrossilvicultura contribui com mais de um terço dos esforços de restauração
11 identificados na Amazônia brasileira (da Cruz et al., 2020), inclui muitas espécies nativas e trará
12 benefícios além da área a ser plantada, como melhorar a permeabilidade da paisagem para biota
13 florestal ou mediar as temperaturas da paisagem.

14
15 Os sistemas agroflorestais têm uma longa história na região, pois remontam à domesticação de
16 plantas nativas para a agricultura em tempos pré-colombianos (Miller e Nair, 2006; Clement et al.,
17 2015; Iriarte et al., 2020, link para o capítulo 8). As agroflorestas contemporâneas ainda incluem
18 muitas espécies nativas, e as mais utilizadas são aquelas que têm forte demanda nos mercados
19 locais, regionais e internacionais, como castanha do Brasil (*Bertholletia excelsa*), açaí (*Euterpe*
20 *oleracea*), cacau (*Theobroma cacao*), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*) e pupunha (*Bactris*
21 *gassipaes*). Os sistemas agroflorestais têm sido amplamente aplicados em toda a bacia, do Brasil à
22 Bolívia, Colômbia, Equador, Peru, Suriname e Venezuela (Porro et al., 2012). Exemplos de
23 sistemas agroflorestais eficazes podem ser encontrados nos colonos nipo-brasileiros da
24 Cooperativa Agropecuária Multiuso de Tomé-Açu (CAMTA) no estado do Pará (Yamada e
25 Gholz, 2002) e na Associação dos Pequenos Agricultores Agrossilviculturais do Projeto RECA
26 (Reflorestamento Econômico Consorciado e Adensado) no estado de Rondônia (Porro et al., 2012,
27 link para o capítulo 27 sobre Bioeconomia). Pode-se esperar que a agrossilvicultura traga
28 benefícios além da área que está sendo plantada, como melhorar a permeabilidade da paisagem
29 para a biota florestal ou mediar as temperaturas da paisagem (ver Capítulo 26).

Capítulo 28

1 Melhorar os sistemas de cultivo em pousio tem um vasto potencial para a restauração econômica
2 sustentável na Amazônia, já que o cultivo itinerante é o pilar dos sistemas agrícolas tradicionais e
3 é comum em toda a bacia. As opções de restauração em sistemas de pousio agrícola incluem a
4 redução do uso do fogo pela adoção de corte e cobertura morta e outras técnicas (Denich et al.,
5 2005; Shimizu et al., 2014) e encurtando os períodos de cultivo e aumentando o período de pousio
6 para restaurar solo e produtividade agrícola (Nair, 1993; Jakovac et al., 2016). Períodos de pousio
7 estendidos têm benefícios adicionais, pois podem ajudar a proteger a biodiversidade por meio da
8 formação de corredores, e podem melhorar as funções hidrológicas e outros serviços
9 ecossistêmicos (Chazdon e Uriarte, 2016; Ferreira et al., 2018). Enriquecer as áreas de pousio com
10 espécies selecionadas (por exemplo, leguminosas fixadoras de nitrogênio ou árvores de
11 crescimento rápido com valor econômico) pode melhorar os retornos econômicos, especialmente
12 quando a regeneração natural não é mais adequada para restabelecer a produtividade agrícola
13 (Marquardt et al., 2013).

14 Qualquer que seja a abordagem adotada ou incentivada, é importante que a restauração da
15 produção econômica aumente a complexidade e diversidade biológica, em vez de promover a
16 uniformidade e a especialização como forma de controlar a natureza e maximizar o lucro (Garrett
17 et al., 2019; HLPE, 2019). Mas, apesar dos avanços no conhecimento e nas políticas (Nepstad et
18 al., 2014), a restauração de atividades econômicas sustentáveis e socialmente justas ainda não
19 cruzou as barreiras que permitiriam sua adoção em larga escala na região (Valentim, 2016;
20 Bendahan et al., 2018). Esses sistemas, portanto, requerem uma mudança de paradigma na
21 agricultura e no desenvolvimento rural, incorporando princípios de equidade, participação local e
22 empoderamento, soberania alimentar e sistemas de comercialização local (Bernard & Lux, 2017).
23 É importante levar em consideração as especificidades de cada contexto por meio de tecnologias
24 adaptadas, inovações e caminhos de transformação que atendam às múltiplas funções da
25 agricultura, florestas e atividades rurais. Assim, eles exigem o design de novos métodos e métricas
26 para avaliar o desempenho e impulsionar os processos de aprendizagem que envolvem várias
27 partes interessadas, em vez de operar por meio da transferência de tecnologia. Além disso, a
28 restauração de terras agrícolas na Amazônia requer amplo investimento em design agrícola,
29 usando ferramentas para mapear a adequação da terra (por exemplo, Osis et al. 2019) e planos de
30 uso da terra comunais (por exemplo, Pinillos et al. 2020).

1 **4. TÉCNICAS E OPÇÕES DE RESTAURAÇÃO AQUÁTICA**

2 Os sistemas de água doce na Amazônia abrangem uma enorme variedade de ambientes, desde
3 pequenos riachos com enchentes imprevisíveis e de curta duração até grandes mosaicos de
4 planícies de inundação de rios organizados por enchentes anuais sazonais. Embora tratemos a
5 restauração do ecossistema aquático separadamente nesta seção, há uma importante sobreposição
6 com paisagens terrestres e sazonalmente inundadas que podem ter profundas influências na
7 qualidade da água e na saúde das comunidades aquáticas (Melack e Forsberg, 2001; Mayorga et
8 al., 2005; Melack et al., 2009; Affonso et al., 2011). A dispersão espacial das fontes de
9 degradação pode variar muito entre as paisagens e os rios. As estratégias de restauração serão
10 diferentes dependendo dos tipos e magnitude da degradação e se a degradação surge de um
11 conjunto difuso de fontes originadas em grandes áreas ou fontes pontuais mais concentradas. Em
12 geral, a restauração de fontes pontuais, que podem ser prontamente direcionadas, é mais um
13 desafio econômico e político do que um desafio técnico (Bunn, 2016). Em contraste, restaurar
14 cursos d'água degradados por fontes difusas é consideravelmente mais complicado e, em muitos
15 casos, requer a restauração de vastas áreas de habitats terrestres. Assim, a restauração de
16 paisagens terrestres e sazonalmente inundadas será frequentemente o primeiro filtro para a
17 restauração bem-sucedida dos ecossistemas aquáticos amazônicos e sua biota associada, uma vez
18 que os ecossistemas terrestres e aquáticos estão inextricavelmente ligados.

19 ***4.1. Restauração após poluição***

20 Os poluentes que degradam os ecossistemas aquáticos podem vir de muitas fontes e se espalhar
21 amplamente pelas paisagens e rios. Embora o controle de fontes pontuais de poluição seja
22 tecnicamente viável, a economia, a governança deficiente e a falta de políticas adequadas
23 representam um desafio. Abordar fontes não pontuais adiciona mais complexidades e, em muitos
24 casos, requer a integração da restauração em vastas áreas, incluindo habitats terrestres e aquáticos
25 (Bunn, 2016). Em contraste com a remediação da poluição de fonte pontual, restaurar cursos
26 d'água degradados por fontes difusas é consideravelmente mais difícil e, em muitos casos, requer
27 a restauração de vastas áreas de habitats terrestres.

28 Os corpos d'água amazônicos são poluídos por inúmeras fontes, incluindo poluição industrial e
29 agrícola, esgoto, mercúrio e outros metais pesados da mineração e derramamentos de óleo. A

Capítulo 28

1 restauração geralmente envolve duas abordagens amplas. Primeiro, dadas as fortes ligações
2 aquático-terrestres, a remediação precisa melhorar as condições terrestres, regulando o uso de
3 produtos químicos na agricultura e melhorando o escoamento de paisagens urbanas e industriais.
4 Em segundo lugar, a restauração pode tentar melhorar diretamente as condições da água. A
5 poluição pode viajar centenas de quilômetros rio abaixo, portanto, resolver a fonte pode ter
6 benefícios abrangentes rio abaixo. Na verdade, a poluição difusa é um problema comum em
7 muitos ecossistemas aquáticos amazônicos cercados por assentamentos humanos. Por exemplo,
8 menos de 15% das cidades da Amazônia brasileira tratam esgoto (IBGE, 2011). Assim, é digno de
9 nota que, embora a restauração dos ecossistemas aquáticos amazônicos seja fundamental, a
10 infraestrutura básica de águas residuais precisa ser expandida em primeiro lugar.

11 A poluição da extração de petróleo e mineração tem recebido atenção considerável porque é
12 generalizada, pode ser particularmente perniciosa para os ecossistemas e afeta muitas pessoas que
13 dependem diretamente da água do rio para uso doméstico (por exemplo, beber, tomar banho) e
14 peixes para se alimentar (ver Capítulo 21). Em termos de extração de petróleo, áreas na Amazônia
15 Ocidental foram amplamente afetadas por águas residuais e descarte de óleo residual, e são o foco
16 dos esforços de limpeza (Finer et al., 2015). No entanto, ferramentas desenvolvidas em zonas
17 temperadas podem ser difíceis de aplicar em ecossistemas tropicais. Por exemplo, um dos
18 métodos de remediação de maior sucesso envolve a degradação microbiana de poluentes de óleo e
19 gás, mas as cepas mais comumente disponíveis não são necessariamente adequadas para as
20 condições anóxicas de muitos sistemas na Amazônia (Maddela et al., 2017). Embora novas cepas
21 estejam sendo desenvolvidas, a implementação é ainda mais desafiada pela logística associada ao
22 alcance dessas áreas remotas, falta de padrões claros de remediação e responsabilidade e
23 financiamento limitado (Fraser, 2018).

24 A mineração de ouro, alumínio, cobre e outros metais também pode resultar na degradação
25 generalizada do ecossistema, com fortes implicações para o bem-estar humano, principalmente
26 porque eles liberam materiais tóxicos como o mercúrio (ver capítulo 19). Técnicas ativas para
27 restaurar terras poluídas envolvem melhorar as condições do solo por meio do replantio de
28 espécies de árvores (Gastauer et al., 2020) ou inoculação de solos com microorganismos
29 degradantes (Couic et al., 2018), mas não está claro como essas abordagens terrestres beneficiam
30 corpos d'água poluídos. Em termos de restauração direta de água, o uso de cal para decantação de

Capítulo 28

1 SPM (material particulado em suspensão) parece ser um processo eficiente e não oneroso para os
2 mineradores de ouro para evitar a metilação de Hg em bacias de rejeitos quando combinada com a
3 drenagem rápida das águas da mina (Guedron et al., 2011). A adição de serapilheira e sementes
4 em tanques de rejeitos localizados em áreas úmidas, como florestas inundadas de igapó, também
5 pode acelerar a recuperação das plantas (Dias et al., 2011).

6 Outra fonte de contaminação nos ecossistemas aquáticos da Amazônia é o plástico (ver também
7 Capítulo 20), que é cada vez mais reconhecido como uma preocupação séria para as cadeias
8 alimentares aquáticas (Diepens e Koelmans, 2018; Collard et al., 2019; Lacerot et al., 2020) e para
9 a saúde humana (De-la-Torre, 2020). A Amazônia está agora entre os rios mais contaminados por
10 plástico do mundo, perdendo apenas para o rio Yangtze, na China (Giarrizzo et al., 2019). Sacos
11 plásticos, garrafas plásticas e outros resíduos sólidos de plástico entram nos rios amazônicos,
12 tendo como principal canal um canal de poluição de plástico para o oceano. As florestas
13 inundadas pelas marés no baixo estuário do Amazonas prendem parte do lixo transportado, tendo
14 o plástico como um dos componentes mais significativos do lixo (Gonçalves et al. 2020). À
15 medida que o plástico se degrada em pedaços menores de microplástico (<5 mm), ele entra nas
16 cadeias alimentares através da ingestão por peixes e outros consumidores. Até o momento, um
17 número relativamente pequeno de estudos examinou a contaminação microplástica na Amazônia
18 (Kutralam-Muniasamy et al., 2020); no entanto, esses trabalhos existentes ajudam a documentar a
19 enormidade da contaminação microplástica. Um estudo recente revelou grandes quantidades de
20 microplásticos em sedimentos de rios ao redor da cidade de Manaus, na região central da
21 Amazônia. Concentrações especialmente altas de microplásticos foram encontradas em trechos de
22 rio deposicionais, onde os efeitos do remanso reduzem as velocidades de fluxo, como em partes
23 rasas do baixo Rio Negro (Gerolin et al., 2020). As análises da teia alimentar no rio Xingu
24 (Andrade et al. 2019) e no baixo estuário do Amazonas (Pegado et al. 2018) indicam a ingestão de
25 microplásticos por um amplo conjunto de espécies de peixes de diferentes grupos tróficos e a
26 transmissão de microplásticos através da teia alimentar. Além das consequências ecológicas da
27 poluição do plástico nas águas amazônicas, uma grave preocupação é a ameaça de peixes
28 contaminados com microplásticos para a segurança alimentar e a saúde humana (De-la-Torre
29 2020). Dada a importância dos peixes para a alimentação humana na Amazônia, é urgente
30 aprender mais sobre os microplásticos e sua capacidade de atuar como desreguladores endócrinos,
31 mutagênicos e outros riscos à saúde humana. Mitigar a poluição por plástico é um enorme desafio

Capítulo 28

1 global (Jia et al. 2019); um passo inicial é que alguns países amazônicos, incluindo Colômbia,
2 Equador e Peru, estão começando a desenvolver regras para a governança de plásticos (Ortiz e al.
3 2020) e o Peru legislou uma eliminação progressiva de sacolas plásticas descartáveis (Alvarez -
4 Risco et al., 2020).

5 **4.2. Remoção de barragens e restauração de ciclos de fluxo natural e conectividade**

6 A fragmentação do curso de água, associada à construção de barragens ou outras estruturas
7 artificiais in-stream, como bueiros, foi identificada como uma das principais causas de declínios
8 populacionais e reduções na distribuição espacial de vertebrados de água doce (Strayer e
9 Dudgeon, 2010). Os efeitos das barragens hidrelétricas como barreiras para migrações e dispersão
10 de animais aquáticos estão bem documentados (Anderson et al., 2018) e estão relacionados à
11 formação do reservatório, modificação do regime de fluxo natural a jusante da barragem e
12 bloqueio de movimentos migratórios (por exemplo ver Baxter, 1977; Poff et al., 2007; Val et al.,
13 2016). Na América do Sul, as tentativas de minimizar seus efeitos na conectividade do rio são
14 geralmente ineficazes (Agostinho et al., 2008; Pompeu et al., 2012; Pelicice et al., 2015). A
15 remoção de barragens surgiu como uma alternativa capaz de reverter os impactos gerados por
16 barragens (Bednarek, 2001; Bernhardt et al., 2005), mas tal medida de restauração ainda está
17 restrita a um pequeno número de países, e nenhum caso foi relatado para a Amazônia.

18 Os motivos que justificam a remoção de uma barragem dependem do contexto em que ela está
19 inserida (Maclin e Sicchio, 1999), e vários métodos de priorização de barreiras foram propostos
20 nos últimos anos (Kemp e O'hanley, 2010; O'Hanley et al., 2020). Isso geralmente envolve a
21 comparação da quantidade de energia produzida e os custos ambientais associados. Um exemplo
22 de barragem que seria considerada como uma prioridade para remoção é a Usina Hidrelétrica de
23 Balbina, no rio Uatumã, no estado do Amazonas, Brasil. Balbina é responsável por apenas 10% da
24 energia consumida por Manaus (metrópole com cerca de 2 milhões de habitantes), mas criou um
25 reservatório com mais de 2300 km² e contribuiu para o deslocamento e massacre dos povos
26 indígenas Waimiri Atroari (Fearnside, 1989). Além disso, o metano liberado da decomposição das
27 árvores e a matéria orgânica do solo emite mais gases de efeito estufa por unidade de eletricidade
28 gerada do que uma usina de carvão do mesmo tamanho (Kemenes et al., 2007, 2011). Na verdade,
29 muitas barragens hidrelétricas existentes atualmente em operação nas terras baixas da Amazônia
30 são mais intensivas em carbono do que as usinas movidas a combustíveis fósseis (Almeida et al.,

Capítulo 28

1 2019b). A remoção estratégica de algumas delas pode restaurar os serviços do ecossistema e pode
2 reduzir a pegada de gases do efeito estufa do setor de energia da região se eles forem substituídos
3 por formas alternativas de produção de energia renovável.

4 Embora a remoção de usinas hidrelétricas na Amazônia pareça improvável no curto e médio
5 prazo, há grande potencial para ações de restauração relacionadas à eliminação de barreiras
6 menores. As pequenas barragens construídas para fornecer água para o gado, a produção de peixes
7 em pequena escala e a geração de energia hidrelétrica local são comuns (Souza et al. 2019). Por
8 exemplo, 10.000 pequenas represas foram estimadas apenas na Bacia do Alto Xingu, no baixo
9 Amazonas (Macedo et al. 2013). Esses pequenos represamentos e corpos d'água lênticos estão
10 aumentando em abundância à medida que o desmatamento continua. Remover e melhorar esses
11 represamentos e barreiras menores poderia ser uma medida de restauração viável em termos
12 socioeconômicos, pois teria um impacto mínimo nos sistemas agrícolas, mas que poderia ter
13 muitos benefícios locais, a montante e a jusante, em termos de qualidade da água, fluxo, e
14 biodiversidade de riachos.

15 4.2.1. Restauração da pesca e redução da pesca excessiva

16 Os peixes fornecem a milhões de pessoas na Amazônia, de povos indígenas a populações urbanas,
17 sua fonte primária de proteína, ômega-3 e outros nutrientes essenciais (Heilpern et al., 2021),
18 (Isaac e De Almeida, 2011). Embora existam muitas espécies comercialmente viáveis, as
19 pescarias maiores e mais importantes são baseadas em um subconjunto de cerca de 10-18 grupos
20 de espécies dentro e ao redor das planícies aluviais e estuários produtivos (Barthem e Goulding,
21 2007). No rio Amazonas e afluentes, por exemplo, 10 táxons (grupos de espécies) contribuem
22 com 85% da captura multiespécie em peso (Barthem et al., 2007; Doria et al., 2018).

23 A restauração da pesca na Amazônia envolve, em parte, lidar com os problemas da pesca
24 excessiva por meio do desenvolvimento de práticas sustentáveis de pesca. Dados mostraram que
25 importantes recursos pesqueiros, como a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*), piramutaba
26 (*Brachyplatystoma vaillantii*) e tambaqui (*Colossoma macropomum*) estão superexplorados (por
27 exemplo, Tregidgo et al., 2017; Goulding et al., 2019). Declínios históricos no tamanho médio
28 máximo das principais espécies colhidas foram observados na Amazônia (um processo chamado
29 "pescaria") (Castello et al. 2013). A sobrepesca pode ser evitada regulando a pesca e
30 melhorando/implementando a aplicação dos regulamentos. A conformidade com as

Capítulo 28

1 regulamentações, como limites de tamanho mínimo ou encerramento da estação, tem se mostrado
2 um fator importante que leva as populações superexploradas de pirarucu a se recuperar na planície
3 de inundação do Médio Solimões-Rio Amazonas (Castello et al., 2011; Arantes et al. 2010). No
4 entanto, a fiscalização em uma área tão extensa e complexa como a Amazônia é muito difícil e
5 cara. Além disso, a falta de engajamento e participação dos usuários (pescadores) pode levar a
6 problemas generalizados de caronas. O desenvolvimento de esquemas de co-gestão, que se
7 baseiam na partilha de direitos de propriedade e responsabilidade de gestão de recursos entre o
8 usuário local e o governo e outras partes interessadas, pode ajudar a superar esses problemas. A
9 co-gestão também pode fortalecer as organizações locais, melhorar as relações entre as partes
10 interessadas, criar mecanismos para restringir o acesso (ou seja, definir limites), criar incentivos
11 (por exemplo, estratégias de marketing) e melhorar a aplicação das regras (Arantes et al., 2021).

12 Esquemas de cogestão desenvolvidos para *Arapaima gigas* (pirarucu, paiche) fornecem um
13 exemplo de como a pesca pode alcançar resultados bem-sucedidos quando a comunidade de
14 pescadores está verdadeiramente engajada e recebe direitos e responsabilidades para gerenciar os
15 recursos. Em alguns casos, isso resultou no aumento da população de pirarucu e na maior
16 participação dos pescadores no processo de manejo, visto que se beneficiaram de maiores retornos
17 monetários (Castello et al., 2009). Para expandir esse esforço, é extremamente importante
18 fortalecer as organizações locais e melhorar as relações entre as partes interessadas, bem como
19 criar mecanismos para restringir o acesso (ou seja, definir limites), criar incentivos (por exemplo,
20 estratégias de marketing) e fazer cumprir as regras e punir os infratores. Uma avaliação dos preços
21 médios praticados no mercado internacional (Barthem e Goulding, 2007) pode melhorar o
22 reconhecimento do valor social e econômico da pesca na região. Melhorar o valor de mercado do
23 pescado também pode aumentar o ganho com a pesca e reduzir a pressão sobre os estoques.

24 Como o pirarucu é uma espécie não migratória, a comunidade pode perceber os benefícios do
25 aumento da população local de pirarucu. No entanto, para resolver os problemas de pesca
26 excessiva relacionados a espécies migratórias, como Dourada e Tambaqui, esquemas de co-
27 manejo devem ser implementados em grandes regiões, em um nível de estrutura de toda a Bacia
28 que deve incluir até mesmo tratados internacionais (Cruz et al., 2020). A cogestão associada a
29 medidas como políticas de cotas e defeso com remuneração de pescadores (como o *seguro defeso*
30 no Brasil) também pode desempenhar um papel importante (De Almeida et al., 2015). Manter a

Capítulo 28

1 conectividade fluvial também é fundamental para a manutenção de suas populações, conforme
2 descrito em outras seções.

3 A piscicultura vem crescendo na região amazônica, incentivada pelos governos locais, para suprir
4 uma grande demanda por peixes, bem como uma ferramenta de gestão para reduzir a pressão da
5 pesca sobre os estoques nativos. Porém, a aquicultura industrial pode competir com a pesca
6 artesanal, produzindo grandes quantidades de peixes e colocando-os mais facilmente em grandes
7 mercados, marginalizando o valor dos peixes nativos (Pauly, 2018). Os benefícios da aquicultura
8 são detidos por poucos produtores que podem comercializar os produtos em escalas maiores do
9 que as comunidades pesqueiras. Além disso, sem controles adequados, a aquicultura pode ser
10 responsável pela introdução de espécies não nativas (Orsi e Agostinho, 1999; Latini et al., 2016;
11 Casimiro et al., 2018). Essas espécies não nativas podem se tornar invasoras, alterando a estrutura
12 da população de peixes nativos e as interações do ecossistema, afetando as atividades humanas,
13 como a pesca (Bailly et al., 2008; Vitule et al., 2009, 2012; Attayde, 2011; Simberloff e
14 Rejmánek, 2011; Coca Méndez et al., 2012; Bezerra et al., 2019). Os exemplos incluem *Araipama*
15 *gigas* no alto rio Madeira e *Oreochromis niloticus* em diferentes regiões da Amazônia (Carvajal-
16 Vallejos et al., 2011; Lizarro et al., 2017; Doria et al. 2020). As opções técnicas para a
17 recuperação de estoques nativos poderiam ser a eliminação de espécies não nativas por meio do
18 incentivo à pesca direcionada a essas espécies (Britton et al., 2009; Ribeiro et al., 2015).

19 Lorenzen et al., (2013) propôs que o controle do esforço de pesca, do habitat (restauração,
20 reabilitação) e da melhoria com base na aquicultura são os principais meios pelos quais a pesca
21 pode ser sustentada e melhorada. É possível que ganhos multiplicativos possam ser obtidos por
22 meio de uma combinação dessas abordagens - mas mais pesquisas são necessárias para entender
23 os fatores que contribuem para o sucesso ou o fracasso, e a aplicação de uma abordagem mais
24 metódica e científica para a restauração da pesca deve ser encorajada. Devemos ir da abordagem
25 de tratamento dos sintomas para o desenvolvimento de uma abordagem sistemática para coletar e
26 analisar dados, avaliar bacias hidrográficas, identificar problemas críticos e formular planos de
27 bacias hidrográficas para resolver os problemas críticos (Taylor et al., 2017).

28 4.2.2. Restauração de várzeas

29 As planícies de inundação são ameaçadas por uma combinação de estressores, incluindo perda de
30 conectividade hidrológica e habitat, ambos os quais têm efeitos em cascata na biota e impactam

Capítulo 28

1 negativamente a produção e diversidade de peixes locais e regionais (Arantes et al., 2019a). Os
2 ecossistemas de várzea amazônica abrangem cerca de $8,4 \times 10^5$ km², 14% da área total da bacia
3 amazônica (Hess et al., 2015). Eles são mantidos por ciclos de inundação sazonais, com um pulso
4 de inundação que remobiliza os sedimentos do leito do rio e conduz as trocas laterais de materiais
5 orgânicos e inorgânicos entre os canais dos rios e os habitats da planície de inundação,
6 influenciando assim os ciclos biogeoquímicos e aumentando a produção biológica (Junk et al.
7 1989). Essas várzeas são ecossistemas heterogêneos e dinâmicos que estão entre os mais diversos
8 ecossistemas do planeta, incluindo diversas comunidades de plantas (por exemplo, comunidades
9 de macrófitas herbáceas e aquáticas, arbustos e florestas, Junk et al. 2012, Junk et al., 2012; Hess
10 et al., 2015). Essas plantas, e, em particular as florestas, fornecem aos peixes e outros organismos
11 aquáticos importantes recursos alimentares e acesso sazonal a viveiros críticos e habitat de refúgio
12 (Goulding, 1980; Arantes et al., 2019b): estudos recentes mostraram que a cobertura florestal é
13 positivamente correlacionada com a biomassa e diversidade de peixes e rendimentos pesqueiros
14 (Castello et al., 2018; Arantes et al., 2019b).

15 Apesar de sua importância, as planícies aluviais são ameaçadas por uma combinação de fatores de
16 estresse, incluindo perdas de conectividade hidrológica e habitat. Várias barragens grandes e
17 pequenas estão operando e planejadas para planícies de inundação amazônicas (por exemplo,
18 Madeira, Xingu, Tapajós), levando a alterações na hidrologia do rio e na dinâmica de
19 sedimentos/nutrientes (Forsberg et al., 2017). Embora uma avaliação de toda a bacia do
20 desmatamento nesses ecossistemas ainda esteja faltando, nos últimos 40 anos, grandes áreas de
21 várzeas apenas no baixo rio Amazonas foram desmatadas para a agricultura (Reno et al. 2018). As
22 plantações de juta (*Corchorus capsularis*) e a pecuária resultaram em uma perda de 56% da
23 cobertura florestal de várzea até 2008 somente no baixo Amazonas (Reno et al. 2011), enquanto
24 até mesmo áreas florestadas estão se tornando empobrecidas pela intensificação da produção de
25 açaí (Freitas et al., 2015).

26 Mudanças na hidrologia e desmatamento têm efeitos em cascata nas assembléias de vertebrados e
27 impactam negativamente a produção e diversidade de peixes em escalas locais e regionais
28 (Arantes et al., 2019b).

29 A restauração de várzeas requer a recuperação (ou manutenção, em casos de áreas intocadas) de
30 regimes de pulso de inundação natural, conectando várzeas e habitats essenciais para promover a

Capítulo 28

1 biodiversidade e os serviços que esses ecossistemas sustentam. Um primeiro passo para a
2 estrutura de gestão de toda a bacia é coletar e disseminar dados e, da mesma forma, quaisquer
3 medidas de restauração de várzeas exigirão referências de base padrão em sistemas não
4 modificados. Para tanto, é essencial implementar e disseminar sistemas eficazes de
5 monitoramento da hidrologia e da cobertura do solo nas várzeas de toda a bacia (por exemplo,
6 com base em sensores, imagens de satélite, medidores). O uso de métricas de variabilidade inter e
7 intra-anual na conectividade hidrológica pode fornecer padrões para definir medidas práticas para
8 recuperar a conectividade, como alterar o projeto e as características operacionais, ou mesmo
9 remover barragens (para obter detalhes, consulte a seção sobre remoção de barragens).

10 Programas de restauração de várzea podem ser alcançados por meio de parcerias colaborativas e
11 envolvimento das partes interessadas (McGrath et al., 2008). Exemplos de parcerias colaborativas
12 na Amazônia para restaurar habitats de várzea incluem as iniciativas de reflorestamento de diques
13 e replantio de macrófitas aquáticas no Baixo Amazonas. Os projetos incluíram discussão entre as
14 partes interessadas para definir os objetivos e atividades de planejamento, seleção e coleta de
15 sementes e produção e plantio de mudas (McGrath et al., 2008). Outros experimentos foram
16 conduzidos para restaurar as comunidades de macrófitas aquáticas das margens e superfície do
17 lago para controlar a erosão (Arantes personal comm., McGrath e Crossa 1998). Infelizmente,
18 esses experimentos são frequentemente prejudicados pelo pastoreio descontrolado do gado que
19 ocorre nessas planícies aluviais. A implementação de programas de restauração de planícies
20 aluviais bem-sucedidos requer a abordagem dos problemas de regulamentação do pastoreio de
21 gado, bem como o desenvolvimento de programas de engajamento com as comunidades
22 pesqueiras para aumentar a conscientização sobre os benefícios da recuperação dos habitats das
23 várzeas.

24 **5. INDICADORES DE SUCESSO**

25 A ampla gama de técnicas de restauração descritas acima fornecem um kit de ferramentas para
26 ações de restauração específicas do local e do alvo, mas como você avalia o sucesso ou o
27 fracasso? Esta é a chave para compreender os fatores que sustentam o desempenho da restauração,
28 aprendendo com eles de uma maneira adaptativa para informar as políticas e melhorar as
29 intervenções no futuro, rastreando os compromissos nacionais feitos para a mudança climática e a
30 biodiversidade e responsabilizando as empresas - ainda que raramente seja realizado em uma
31 forma abrangente de restauração (Suding, 2011; Murcia et al., 2016).

Capítulo 28

1 Há uma ampla gama de indicadores potenciais de sucesso (por exemplo, Ruiz-Jaen e Mitchell
2 Aide, 2005; Stanturf et al., 2015), e eles variam muito em sua facilidade e escalabilidade. Por
3 exemplo, plataformas de código aberto, como Mapbiomas, significam que as mudanças anuais na
4 cobertura florestal podem ser avaliadas em toda a Amazônia com razoável precisão. No entanto,
5 mudanças específicas em nível de propriedade ou paisagem e bacia provavelmente exigirão
6 avaliações mais personalizadas e imagens de alta resolução (de Almeida et al., 2020). Isso é
7 especialmente importante se a restauração se concentra em faixas estreitas ou pequenas manchas
8 ou quando a restauração não leva ao fechamento imediato do dossel, o que poderia ser o caso
9 quando se trata de zonas ribeirinhas, protegendo as bordas de florestas existentes, ou quando a
10 restauração visa desenvolver sistemas agroflorestais em vez de florestas de copa fechada.

11 Uma compreensão mais detalhada do sucesso da restauração exigirá avaliações baseadas no solo
12 para avaliar os estoques de carbono, biodiversidade, condição aquática ou valores
13 socioeconômicos (Wortley et al., 2013). O monitoramento pode abranger diferentes propriedades
14 da comunidade, como cobertura de dossel, área basal, densidade e riqueza de plantas em
15 regeneração (Chaves et al., 2015; Suganuma e Durigan, 2015). Esses indicadores são muito mais
16 difíceis de coletar em escala e devem ser definidos de forma participativa com as partes
17 interessadas locais para garantir que sejam econômicos, realistas, dados os conhecimentos e
18 recursos disponíveis, e sustentáveis ao longo do tempo (Evans et al., 2018). Uma nova tecnologia,
19 como o aplicativo móvel Ictio, projetado para coletar informações padronizadas sobre a pesca de
20 usuários individuais em escala, é uma solução potencial. Devem ser desenvolvidas ferramentas
21 adicionais e práticas com critérios simples para a avaliação de projetos de restauro obrigatório no
22 contexto das políticas públicas (Chaves et al., 2015).

23 Finalmente, precisamos aprender com esse monitoramento e avaliação, e as informações precisam
24 ser agrupadas, analisadas e usadas para desenvolver ferramentas de modelagem que sejam capazes
25 de simular no tempo diferentes cenários de programas de restauração para que as partes
26 interessadas possam tomar a decisão mais adequada e selecionar o programa de restauração que
27 melhor se adapta aos seus objetivos.

Capítulo 28

1 6. CONCLUSÃO

2 Existem muitas oportunidades de restauração que são relevantes e tecnicamente viáveis em
3 diversos contextos amazônicos. Muitas abordagens de restauração são caras e, portanto, enfrentam
4 desafios significativos com escalabilidade espacial e temporal. A restauração e a remediação
5 ativas são particularmente desafiadoras para implementar com eficácia e aumentar a escala, mas
6 permanecem essenciais em situações em que as abordagens passivas são ineficazes. Por fim, a
7 restauração deve sempre considerar as prioridades e os co-benefícios nas paisagens e na bacia
8 (Capítulo 29) e só deve ser vista como último recurso. Para vastas áreas da Amazônia, o objetivo
9 principal deve ser evitar a necessidade de restauração futura, conservando florestas e corpos
10 d'água intactos (Capítulo 27).

11

12 REFERÊNCIAS

- 13 Affonso, A. G., Barbosa, C., and Novo, E. (2011). Water quality changes in floodplain lakes due
14 to the Amazon River flood pulse: Lago Grande de Curua{\i} (Pará). *Brazilian J. Biol.* 71,
15 601–610.
- 16 Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., and Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the
17 Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J.*
18 *Biol.* 68, 1119–1132.
- 19 Almeida, D. R. A., Stark, S. C., Schietti, J., Camargo, J. L. C., Amazonas, N. T., Gorgens, E. B.,
20 et al. (2019a). Persistent effects of fragmentation on tropical rainforest canopy structure after
21 20 yr of isolation. *Ecol. Appl.* 29, e01952. doi:10.1002/EAP.1952.
- 22 Almeida, R. M., Shi, Q., Gomes-Selman, J. M., Wu, X., Xue, Y., Angarita, H., et al. (2019b).
23 Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning.
24 *Nat. Commun.* 10, 1–9.
- 25 Alvarez-Risco, A., Rosen, M. A., and Del-Aguila-Arcentales, S. (2020). A New Regulation for
26 Supporting a Circular Economy in the Plastic Industry: The Case of Peru (Short
27 Communication). *J. Landsc. Ecol.* 13, 1–3. doi:10.2478/jlecol-2020-0004.
- 28 Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J. A., Carvajal-Vallejos, F. M.,
29 Encalada, A. C., et al. (2018). Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by
30 hydropower dams. *Sci. Adv.* 4, eaao1642.
- 31 Aragão, L. E. O. C., Anderson, L. O., Fonseca, M. G., Rosan, T. M., Vedovato, L. B., Wagner, F.
32 H., et al. (2018). 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon
33 deforestation carbon emissions. *Nat. Commun.* 9, 536. doi:10.1038/s41467-017-02771-y.
- 34 Arantes, C. C., Castello, L., Basurto, X., Angeli, N., Sene-Haper, A., and McGrath, D. G. (2021).
35 Institutional effects on ecological outcomes of community-based management of fisheries in
36 the Amazon. *Ambio*.

Capítulo 28

- 1 Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Asher, A., Castello, L., Hess, L. L., Petrere, M., et al. (2019a).
2 Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon
3 River. *Sci. Rep.* 9, 1–13. doi:10.1038/s41598-019-52243-0.
- 4 Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Asher, A., Castello, L., Hess, L. L., Petrere, M., et al. (2019b).
5 Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon
6 River. *Sci. Rep.* 9, 16684. doi:10.1038/s41598-019-52243-0.
- 7 Asner, G. P., Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., and Silva, J. N. (2005).
8 Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* (80-.). 310, 480–482.
- 9 Asner, G. P., Llactayo, W., Tupayachi, R., and Luna, E. R. (2013). Elevated rates of gold mining
10 in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110,
11 18454–18459.
- 12 Attayde, J. L. (2011). Impactos da introdução da tilápia do Nilo nas pescarias de um reservatório
13 tropical no nordeste do Brasil. *Gestão da Pesca e Ecol.* 18, 437–443.
- 14 Bailly, D., Agostinho, A. A., and Suzuki, H. I. (2008). Influence of the flood regime on the
15 reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper
16 Pantanal, Brazil. *River Res. Appl.* 24, 1218–1229. doi:https://doi.org/10.1002/rra.1147.
- 17 Bardgett, R. D., and Wardle, D. A. (2010). *Aboveground-belowground linkages: biotic*
18 *interactions, ecosystem processes, and global change*. Oxford University Press.
- 19 Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., et al.
20 (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation
21 forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 18555–18560.
- 22 Barlow, J., Lennox, G. D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Nally, R. Mac, et al. (2016).
23 Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation.
24 *Nature* 535, 144–147. doi:10.1038/nature18326.
- 25 Barlow, J., and Peres, C. A. (2004). Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in
26 Amazonian forests. *Ecol. Appl.* 14, 1358–1373. doi:10.1890/03-5077.
- 27 Barlow, J., and Peres, C. a (2008). Fire-mediated dieback and compositional cascade in an
28 Amazonian forest. *Philos. Trans. R. Soc. London B* 363, 1787–94.
29 doi:10.1098/rstb.2007.0013.
- 30 Barrios, E., Gudeta, W. S., Keith, S., and Sinclair, F. (2012). “Agroforestry and Soil Health:
31 Trees, Soil Biota and Ecosystem Services,” in *Soil Ecology and Ecosystem Services* (Oxford
32 University Press), 315–330.
- 33 Barthem, R., and Goulding, M. (2007). Um ecossistema inesperado. A Amazônia revelada pela
34 pesca. Peru: Amazon Conservation Association.
- 35 Barthem, R., Goulding, M., and others (2007). *An unexpected ecosystem: the Amazon as revealed*
36 *by fisheries*. Missouri Botanical Garden Press.
- 37 Baxter, R. M. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*,
38 255–283.
- 39 Bednarek, A. T. (2001). Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal.
40 *Environ. Manage.* 27, 803–814.

Capítulo 28

- 1 Bendahan, A. B., Pocard-Chapuis, R., de Medeiros, R. D., de Lucena Costa, N., and Tourrand,
2 J.-F. (2018). Management and labour in an integrated crop-livestock-forestry system in
3 Roraima, Brazilian Amazonia. *Cah. Agric.* 27, 25005. doi:10.1051/cagri/2018014.
- 4 Berenguer, E. et al. (2021). Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified
5 Amazonian forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.*
- 6 Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T. A., Aragão, L. E. O. C., De Camargo, P. B., Cerri, C. E., et
7 al. (2014). A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical
8 forests. *Glob. Chang. Biol.* 20, 3713–3726.
- 9 Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., et al. (2005).
10 Synthesizing US river restoration efforts.
- 11 Bezerra, L. A. V., Freitas, M. O., Daga, V. S., Occhi, T. V. T., Faria, L., Costa, A. P. L., et al.
12 (2019). A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. *Fish Fish.*
13 20, 620–639.
- 14 Blate, G. M. (2005). Modest trade-offs between timber management and fire susceptibility of a
15 Bolivian semi-deciduous forest. *Ecol. Appl.* 15, 1649–1663. Available at:
16 <https://www.jstor.org/stable/4543470?seq=1> [Accessed April 29, 2021].
- 17 Bogoni, J. A., Peres, C. A., and Ferraz, K. M. P. M. B. (2020). Extent, intensity and drivers of
18 mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Sci. Rep.* 10, 14750.
19 doi:10.1038/s41598-020-72010-w.
- 20 Bourgoin, C., Betbeder, J., Couteron, P., Blanc, L., Dessard, H., Oszwald, J., et al. (2020). UAV-
21 based canopy textures assess changes in forest structure from long-term degradation. *Ecol.*
22 *Indic.* 115, 106386.
- 23 Bozelli, R. L., Esteves, F. D. A., and Roland, F. (2000). Lago Batata: impacto e recuperação de
24 um ecossistema amazônico.
- 25 Brancalion, P. H. S., De Almeida, D. R. A., Vidal, E., Molin, P. G., Sontag, V. E., Souza, S. E. X.
26 F., et al. (2018). Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Sci. Adv.* 4, eaat1192.
27 doi:10.1126/sciadv.aat1192.
- 28 Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., et al. (2014).
29 Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc. Natl.*
30 *Acad. Sci.* 111, 6347–6352. doi:10.1073/pnas.1305499111.
- 31 Brando, P. M., Paolucci, L., Ummenhofer, C. C., Ordway, E. M., Hartmann, H., Cattau, M. E., et
32 al. (2019a). Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu.*
33 *Rev. Earth Planet. Sci.* 47, 555–581. doi:10.1146/annurev-earth-082517-010235.
- 34 Brando, P. M., Silvério, D., Maracahipes-Santos, L., Oliveira-Santos, C., Levick, S. R., Coe, M.
35 T., et al. (2019b). Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances:
36 Implications for CO₂ and H₂O fluxes. *Glob. Chang. Biol.* 25, 2855–2868.
37 doi:10.1111/gcb.14659.
- 38 Brasil (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasil.
- 39 Bregman, T. P., Lees, A. C., MacGregor, H. E. A., Darski, B., de Moura, N. G., Aleixo, A., et al.
40 (2016). Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem

Capítulo 28

- 1 processes linked to resilience in tropical forests. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 283, 20161289.
- 2 Broadbent, E. N., Asner, G. P., Keller, M., Knapp, D. E., Oliveira, P. J. C., and Silva, J. N. (2008).
3 Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the
4 Brazilian Amazon. *Biol. Conserv.* 141, 1745–1757.
- 5 Bullock, E. L., Woodcock, C. E., Souza, C., and Olofsson, P. (2020). Satellite-based estimates
6 reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Glob. Chang. Biol.* 26, 2956–2969.
7 doi:10.1111/gcb.15029.
- 8 Bunn, S. E. (2016). Grand challenge for the future of freshwater ecosystems. *Front. Environ. Sci.*
9 4, 21.
- 10 Camargo, J. L., and Kapos, V. (1995). Complex edge effects on soil moisture and microclimate in
11 central Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.* 11, 205–221. doi:10.1017/S026646740000866X.
- 12 Camargo, P. H. S. A., Pizo, M. A., Brancalion, P. H. S., and Carlo, T. A. (2020). Fruit traits of
13 pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes:
14 Implications for restoration. *J. Appl. Ecol.* 57, 2329–2339. doi:10.1111/1365-2664.13697.
- 15 Caravaca, F., Barea, J. M., Figueroa, D., and Roldán, A. (2002). Assessing the effectiveness of
16 mycorrhizal inoculation and soil compost addition for enhancing reafforestation with *Olea*
17 *europaea* subsp. *sylvestris* through changes in soil biological and physical parameters. *Appl.*
18 *Soil Ecol.* 20, 107–118.
- 19 Caravaca, F., Barea, J. M., Palenzuela, J., Figueroa, D., Alguacil, M. M., and Roldán, A. (2003).
20 Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or
21 allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. *Appl. Soil Ecol.* 22, 103–111.
- 22 Carvajal-Vallejos, F. M., Van Damme, P. A., Cordova, L., and Coca, C. (2011). La introducción
23 de *Arapaima gigas* (paiche) en la Amazonia boliviana. *Peces y Delfines la Amaz. Boliv.*
24 *Hábitats, potencialidades y amenazas.* Cochabamba Editor. INIA, 367–396.
- 25 Casimiro, A. C. R., Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., Britton, J. R., Agostinho, Â. A.,
26 Almeida, F. S. de, et al. (2018). Escapes of non-native fish from flooded aquaculture
27 facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zool.* 35.
- 28 Castello, L., Hess, L. L., Thapa, R., McGrath, D. G., Arantes, C. C., Renó, V. F., et al. (2018).
29 Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish Fish.* 19, 431–440.
- 30 Castello, L., McGrath, D. G., and Beck, P. S. A. (2011). Resource sustainability in small-scale
31 fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fish. Res.* 110, 356–364.
- 32 Castello, L., Viana, J. P., Watkins, G., Pinedo-Vasquez, M., and Luzadis, V. A. (2009). Lessons
33 from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá
34 Reserve, Amazon. *Environ. Manage.* 43, 197–209.
- 35 Chaves, R. B., Durigan, G., Brancalion, P. H. S., and Aronson, J. (2015). On the need of legal
36 frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state
37 (Brazil). *Restor. Ecol.* 23, 754–759.
- 38 Chazdon, R., and Brancalion, P. (2019). Restoring forests as a means to many ends. *Science* (80-
39). 365, 24–25. doi:10.1126/science.aax9539.
- 40 Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., and Kumar, C.

Capítulo 28

- 1 (2017). A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration.
2 *Conserv. Lett.* 10, 125–132.
- 3 Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Zambrano, A. M. A., Aide,
4 T. M., et al. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in
5 the Latin American tropics. *Sci. Adv.* 2, e1501639. doi:10.1126/sciadv.1501639.
- 6 Chazdon, R. L., Gutierrez, V., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., and Guariguata, M. R. (2020).
7 Co-Creating Conceptual and Working Frameworks for Implementing Forest and Landscape
8 Restoration Based on Core Principles. *Forests* 11, 706. doi:10.3390/f11060706.
- 9 Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., et al. (2009). The
10 potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conserv. Biol.* 23, 1406–
11 1417.
- 12 Chazdon, R. L., and Uriarte, M. (2016). Natural regeneration in the context of large-scale forest
13 and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48, 709–715.
- 14 Ciccicarese, L., Mattsson, A., and Pettenella, D. (2012). Ecosystem services from forest restoration:
15 thinking ahead. *New For.* 43, 543–560.
- 16 Clement, C. R., Denevan, W. M., Heckenberger, M. J., Junqueira, A. B., Neves, E. G., Teixeira,
17 W. G., et al. (2015). The domestication of Amazonia before European conquest. *Proc. R.*
18 *Soc. B Biol. Sci.* 282, 20150813. doi:10.1098/rspb.2015.0813.
- 19 Coca Méndez, C., Rico López, G., Carvajal-Vallejos, F. M., Salas Peredo, R., Wojchiechowski, J.
20 M., and Van Damme, P. (2012). Cadena de valor del pescado en el norte amazónico de
21 Bolivia: contribución de especies nativas y de una especie introducida (el paiche-Arapaima
22 gigas). *Investig. Ambient. PIEB*.
- 23 Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., and Maginnis, S. (2016). *Nature-based Solutions to*
24 *address global societal challenges*. Gland, Switzerland Available at:
25 https://serval.unil.ch/resource/serval:BIB_93FD38C8836B.P001/REF [Accessed April 16,
26 2021].
- 27 Collard, F., Gasperi, J., Gabrielsen, G. W., and Tassin, B. (2019). Plastic Particle Ingestion by
28 Wild Freshwater Fish: A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* 53, 12974–12988.
29 doi:10.1021/acs.est.9b03083.
- 30 Couic, E., Grimaldi, M., Alphonse, V., Balland-Bolou-Bi, C., Livet, A., Giusti-Miller, S., et al.
31 (2018). Mercury behaviour and C, N, and P biogeochemical cycles during ecological
32 restoration processes of old mining sites in French Guiana. *Environ. Sci. Process. Impacts*
33 20, 657–672. doi:10.1039/C8EM00016F.
- 34 Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E. V., and Rey
35 Benayas, J. M. (2016). A global meta-Analysis on the ecological drivers of forest restoration
36 success. *Nat. Commun.* 7, 1–8. doi:10.1038/ncomms11666.
- 37 Cruz, R. E. A., Kaplan, D. A., Santos, P. B., Ávila-da-Silva, A. O., Marques, E. E., and Isaac, V.
38 J. (2020). Trends and environmental drivers of giant catfish catch in the lower Amazon
39 River. *Mar. Freshw. Res.* 72, 647–657. doi:10.1071/MF20098.
- 40 da Cruz, D. C., Benayas, J. M. R., Ferreira, G. C., Santos, S. R., and Schwartz, G. (2020). An
41 overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. *New For.*, 1–16.

Capítulo 28

- 1 da Cruz, D. C., Benayas, J. M. R., Ferreira, G. C., Santos, S. R., and Schwartz, G. (2021). An
2 overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. *New For.* 52, 1–16.
3 doi:10.1007/s11056-020-09777-3.
- 4 De-la-Torre, G. E. (2020). Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *J.*
5 *Food Sci. Technol.* 57, 1601–1608. doi:10.1007/s13197-019-04138-1.
- 6 de Almeida, D. R. A., Stark, S. C., Valbuena, R., Broadbent, E. N., Silva, T. S. F., de Resende, A.
7 F., et al. (2020). A new era in forest restoration monitoring. *Restor. Ecol.* 28, 8–11.
- 8 de Sousa, S. G. A., Wandelli, E. V, Garcia, L. C., Lourenco, J. N. de P., and Uguen, K. (2012).
9 “Sistemas agroflorestais para a agricultura familiar da Amazônia.” in *ABC da agricultura*
10 *Familiar* (Embrapa Amazônia Ocidental).
- 11 Denich, M., Vlek, P., Deabreusa, T., Vielhauer, K., and Lucke, W. (2005). A concept for the
12 development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agric. Ecosyst.*
13 *Environ.* 110, 43–58. doi:10.1016/j.agee.2005.05.005.
- 14 Dias-Filho, M. (2019). “Breve histórico das pesquisas em recuperação de pastagens degradadas na
15 Amazônia,” in *Recuperação de pastagens degradadas na Amazônia*. Brasília (Brasília, DF:
16 Embrapa).
- 17 Diepens, N. J., and Koelmans, A. A. (2018). Accumulation of Plastic Debris and Associated
18 Contaminants in Aquatic Food Webs. *Environ. Sci. Technol.* 52, 8510–8520.
19 doi:10.1021/acs.est.8b02515.
- 20 Diringer, S. E., Feingold, B. J., Ortiz, E. J., Gallis, J. A., Araújo-Flores, J. M., Berky, A., et al.
21 (2015). River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for
22 dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru. *Environ. Sci. Process. Impacts* 17, 478–
23 487. doi:10.1039/C4EM00567H.
- 24 Doria, C. R. C., Duponchelle, F., Lima, M. A. L., Garcia, A., Carvajal-Vallejos, F. M., Méndez,
25 C. C., et al. (2018). Review of Fisheries Resource Use and Status in the Madeira River Basin
26 (Brazil, Bolivia, and Peru) Before Hydroelectric Dam Completion. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 26,
27 494–514. doi:10.1080/23308249.2018.1463511.
- 28 Edwards, D. P., Larsen, T. H., Docherty, T. D. S., Ansell, F. A., Hsu, W. W., Derhé, M. A., et al.
29 (2011). Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia’s
30 repeatedly logged forests. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 82–90. doi:10.1098/rspb.2010.1062.
- 31 Edwards, D. P., Massam, M. R., Haugaasen, T., and Gilroy, J. J. (2017). Tropical secondary forest
32 regeneration conserves high levels of avian phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 209, 432–
33 439.
- 34 Efrogmson, R. A., Nicolette, J. P., and Suter, G. W. (2004). A framework for net environmental
35 benefit analysis for remediation or restoration of contaminated sites. *Environ. Manage.* 34,
36 315–331. doi:10.1007/s00267-004-0089-7.
- 37 Elias, F., Ferreira, J., Lennox, G. D., Berenguer, E., Ferreira, S., Schwartz, G., et al. (2020).
38 Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested
39 Amazonian landscapes. *Ecology* 101, e02954. doi:10.1002/ecy.2954.
- 40 Espírito-Santo, F. D. B., Gloor, M., Keller, M., Malhi, Y., Saatchi, S., Nelson, B., et al. (2014).
41 Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nat.*

Capítulo 28

- 1 *Commun.* 5, 3434. doi:10.1038/ncomms4434.
- 2 Evans, K., Guariguata, M. R., and Brancalion, P. H. S. (2018). Participatory monitoring to
3 connect local and global priorities for forest restoration. *Conserv. Biol.* 32, 525–534.
- 4 Fagan, M. E., Reid, J. L., Holland, M. B., Drew, J. G., and Zahawi, R. A. (2020). How feasible are
5 global forest restoration commitments? *Conserv. Lett.* 13, e12700. doi:10.1111/conl.12700.
- 6 FAO (2018). Future of Food And Agriculture 2018: Alternative Pathways to 2050.
- 7 Fearnside, P. M. (1989). Brazil’s Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in
8 Amazonia. *Environ. Manage.* 13, 401–423.
- 9 Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences.
10 *Conserv. Biol.* 19, 680–688.
- 11 Ferreira, J., Lennox, G. D., Gardner, T. A., Thomson, J. R., Berenguer, E., Lees, A. C., et al.
12 (2018). Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests.
13 *Nat. Clim. Chang.* 8, 744–749.
- 14 Finer, M., Babbitt, B., Novoa, S., Ferrarese, F., Pappalardo, S. E., De Marchi, M., et al. (2015).
15 Future of oil and gas development in the western Amazon. *Environ. Res. Lett.* 10, 24003.
- 16 Flores, B. M., Holmgren, M., Xu, C., Van Nes, E. H., Jakovac, C. C., Mesquita, R. C. G., et al.
17 (2017). Floodplains as an Achilles’ heel of Amazonian forest resilience. *Proc. Natl. Acad.*
18 *Sci. U. S. A.* 114. doi:10.1073/pnas.1617988114.
- 19 Forsberg, B. R., Melack, J. M., Dunne, T., Barthem, R. B., Goulding, M., Paiva, R. C. D., et al.
20 (2017). The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS One*
21 12, e0182254.
- 22 Fraser, B. (2018). Peru’s oldest and largest Amazonian oil field poised for clean up. *Nature* 562,
23 18–20.
- 24 Freitas, M. A. B., Vieira, I. C. G., Albernaz, A. L. K. M., Magalhães, J. L. L., and Lees, A. C.
25 (2015). Floristic impoverishment of Amazonian floodplain forests managed for açaí fruit
26 production. *For. Ecol. Manage.* 351, 20–27.
- 27 Furumo, P. R., and Lambin, E. F. (2020). Scaling up zero-deforestation initiatives through public-
28 private partnerships: A look inside post-conflict Colombia. *Glob. Environ. Chang.* 62,
29 102055. doi:10.1016/j.gloenvcha.2020.102055.
- 30 Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., et al. (2019).
31 International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restor. Ecol.*
32 27, S1–S46.
- 33 Garrett, R. D., Gardner, T. A., Morello, T. F., Marchand, S., Barlow, J., de Blas, D. E., et al.
34 (2017). Explaining the persistence of low income and environmentally degrading land uses in
35 the Brazilian Amazon. *Ecol. Soc.* 22.
- 36 Garrett, R. D., Koh, I., Lambin, E. F., De Waroux, Y. le P., Kastens, J. H., and Brown, J. C.
37 (2018). Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and
38 conservation policies in Brazil. *Glob. Environ. Chang.* 53, 233–243.
- 39 Garrett, R. D., Levy, S., Carlson, K. M., Gardner, T. A., Godar, J., Clapp, J., et al. (2019). Criteria
40 for effective zero-deforestation commitments. *Glob. Environ. Chang.* 54, 135–147.

Capítulo 28

- 1 Gastauer, M., Cavalcante, R. B. L., Caldeira, C. F., and Nunes, S. de S. (2020). Structural Hurdles
2 to Large-Scale Forest Restoration in the Brazilian Amazon. *Front. Ecol. Evol.* 8, 593557.
3 doi:10.3389/fevo.2020.593557.
- 4 Genes, L., Fernandez, F. A. S., Vaz-de-Mello, F. Z., da Rosa, P., Fernandez, E., and Pires, A. S.
5 (2019). Effects of howler monkey reintroduction on ecological interactions and processes.
6 *Conserv. Biol.* 33, 88–98. doi:10.1111/cobi.13188.
- 7 Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., and Semensatto, D.
8 (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Sci. Total Environ.* 749,
9 141604. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141604.
- 10 Gerssen-Gondelach, S. J., Lauwerijssen, R. B. G., Havlík, P., Herrero, M., Valin, H., Faaij, A.
11 P. C., et al. (2017). Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems:
12 Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change. *Agric. Ecosyst. &
13 Environ.* 240, 135–147.
- 14 Gerwing, J. J. (2002). Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian
15 Amazon. *For. Ecol. Manage.* 157, 131–141. doi:10.1016/S0378-1127(00)00644-7.
- 16 Giarrizzo, T., Andrade, M. C., Schmid, K., Winemiller, K. O., Ferreira, M., Pegado, T., et al.
17 (2019). Amazonia: the new frontier for plastic pollution. *Front. Ecol. Environ.* 17, 309–310.
18 doi:10.1002/fee.2071.
- 19 Gil, J. D. B., Garrett, R. D., Rotz, A., Daioglou, V., Valentim, J., Pires, G. F., et al. (2018).
20 Tradeoffs in the quest for climate smart agricultural intensification in Mato Grosso, Brazil.
21 *Environ. Res. Lett.* 13, 64025.
- 22 Gilman, A. C., Letcher, S. G., Fincher, R. M., Perez, A. I., Madell, T. W., Finkelstein, A. L., et al.
23 (2016). Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and
24 planted plots in a Costa Rican wet forest. *Biotropica* 48, 798–808.
- 25 Gilroy, J. J., Woodcock, P., Edwards, F. A., Wheeler, C., Baptiste, B. L. G., Medina Uribe, C. A.,
26 et al. (2014). Cheap carbon and biodiversity co-benefits from forest regeneration in a hotspot
27 of endemism. *Nat. Clim. Chang.* 4, 503–507. doi:10.1038/nclimate2200.
- 28 Goulding, M. (1980). *The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history*. Univ
29 of California Press.
- 30 Goulding, M., Venticinque, E., Ribeiro, M. L. de B., Barthem, R. B., Leite, R. G., Forsberg, B., et
31 al. (2019). Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish.* 20,
32 138–158. doi:10.1111/faf.12328.
- 33 Griscom, H. P., Griscom, B. W., and Ashton, M. S. (2009). Forest Regeneration from Pasture in
34 the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. *Restor.
35 Ecol.* 17, 117–126. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00342.x.
- 36 Grossnickle, S. C., and Ivetić, V. (2017). Direct seeding in reforestation--a field performance
37 review. *Reforesta*, 94–142.
- 38 Guedron, S., Grimaldi, M., Grimaldi, C., Cossa, D., Tisserand, D., and Charlet, L. (2011).
39 Amazonian former gold mined soils as a source of methylmercury: Evidence from a small
40 scale watershed in French Guiana. *Water Res.* 45, 2659–2669.
41 doi:10.1016/j.watres.2011.02.022.

Capítulo 28

- 1 Harris, J. (2009). Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers?
2 *Science* (80-.). 325, 573–574. doi:10.1126/science.1172975.
- 3 Harrison, R. D., Tan, S., Plotkin, J. B., Slik, F., Detto, M., Brenes, T., et al. (2013). Consequences
4 of defaunation for a tropical tree community. *Ecol. Lett.* 16, 687–694. doi:10.1111/ele.12102.
- 5 Heilpern, S. A., Fiorella, K., Cañas, C., Flecker, A. S., Moya, L., Naeem, S., et al. (2021).
6 Substitution of inland fisheries with aquaculture and chicken undermines human nutrition in
7 the Peruvian Amazon. *Nat. Food* 2, 192–197. doi:10.1038/s43016-021-00242-8.
- 8 Heinrich, V. H. A., Dalagnol, R., Cassol, H. L. G., Rosan, T. M., de Almeida, C. T., Silva Junior,
9 C. H. L., et al. (2021). Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian
10 Amazon to mitigate climate change. *Nat. Commun.* 12, 1–11. doi:10.1038/s41467-021-
11 22050-1.
- 12 Herrera-R, G. A., Oberdorff, T., Anderson, E. P., Brosse, S., Carvajal-Vallejos, F. M., Frederico,
13 R. G., et al. (2020). The combined effects of climate change and river fragmentation on the
14 distribution of Andean Amazon fishes. *Glob. Chang. Biol.* 26, 5509–5523.
15 doi:10.1111/gcb.15285.
- 16 Hess, L. L., Melack, J. M., Affonso, A. G., Barbosa, C., Gastil-Buhl, M., and Novo, E. M. L. M.
17 (2015). Wetlands of the lowland Amazon basin: Extent, vegetative cover, and dual-season
18 inundated area as mapped with JERS-1 synthetic aperture radar. *Wetlands* 35, 745–756.
- 19 HLPE (2017). Nutrition and food systems. High level panel of experts on food security and
20 nutrition. Roma.
- 21 HLPE (2019). Agroecological and other innovative approaches for sustainable agriculture and
22 food systems that enhance food security and nutrition. *A Rep. by High Lev. Panel Expert.*
23 *Food Secur. Nutr. Comm. World Food Secur.*, 1–162.
- 24 IBGE (2011). Atlas de saneamento : 2011 / IBGE, Diretoria de Geociências. -. *Atlas Saneam.*
25 *2011 / IBGE, Dir. Geociências.* -. Available at: [https://biblioteca.ibge.gov.br/pt/biblioteca-](https://biblioteca.ibge.gov.br/pt/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=253096)
26 [catalogo?view=detalhes&id=253096](https://biblioteca.ibge.gov.br/pt/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=253096) [Accessed April 21, 2021].
- 27 Iriarte, J., Robinson, M., de Souza, J., Damasceno, A., da Silva, F., Nakahara, F., et al. (2020).
28 Geometry by Design: Contribution of Lidar to the Understanding of Settlement Patterns of
29 the Mound Villages in SW Amazonia. *J. Comput. Appl. Archaeol.* 3, 151–169.
30 doi:10.5334/jcaa.45.
- 31 Isaac, V. J., and De Almeida, M. C. (2011). El consumo de pescado en la Amazonia brasileña.
32 *COPESCAL. Doc. Ocas.*, I.
- 33 Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. G., and
34 Bongers, F. (2021). The role of land-use history in driving successional pathways and its
35 implications for the restoration of tropical forests. *Biol. Rev.*, 0–000. doi:10.1111/brv.12694.
- 36 Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. G., Bongers, F., and Kuyper, T. W. (2016).
37 Swiddens under transition: consequences of agricultural intensification in the Amazon.
38 *Agric. Ecosyst. Environ.* 218, 116–125.
- 39 Jia, P., Liang, J., Yang, S., Zhang, S., Liu, J., Liang, Z., et al. (2020). Plant diversity enhances the
40 reclamation of degraded lands by stimulating plant–soil feedbacks. *J. Appl. Ecol.* 57, 1258–
41 1270. doi:10.1111/1365-2664.13625.

Capítulo 28

- 1 Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., and Wittmann, F. (2012). A classification of major
2 natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetl. Ecol. Manag.*
3 20, 461–475.
- 4 Kalamandeen, M., Gloor, E., Johnson, I., Agard, S., Katow, M., Vanbrooke, A., et al. (2020).
5 Limited biomass recovery from gold mining in Amazonian forests. *J. Appl. Ecol.* 57, 1730–
6 1740.
- 7 Kalamandeen, M., Gloor, E., Mitchard, E., Quincey, D., Ziv, G., Spracklen, D., et al. (2018).
8 Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Sci. Rep.* 8, 1–10.
9 doi:10.1038/s41598-018-19358-2.
- 10 Keefe, K., Schulze, M. D., Pinheiro, C., Zweede, J. C., and Zarin, D. (2009). Enrichment planting
11 as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of Fazenda Cauaxi. *For. Ecol.*
12 *Manage.* 258, 1950–1959. doi:10.1016/j.foreco.2009.07.037.
- 13 Kemenes, A., Forsberg, B. R., and Melack, J. M. (2007). Methane release below a tropical
14 hydroelectric dam. *Geophys. Res. Lett.* 34.
- 15 Kemenes, A., Forsberg, B. R., and Melack, J. M. (2011). CO2 emissions from a tropical
16 hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 116.
- 17 Kemp, P. S., and O’hanley, J. R. (2010). Procedures for evaluating and prioritising the removal of
18 fish passage barriers: a synthesis. *Fish. Manag. Ecol.* 17, 297–322.
- 19 Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., and Shruti, V. C. (2020).
20 Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination
21 in Latin America. *Environ. Pollut.* 267, 115463. doi:10.1016/J.ENVPOL.2020.115463.
- 22 Lacerot, G., Lozoya, J. P., and Teixeira de Mello, F. (2020). Plásticos en ecosistemas acuáticos:
23 presencia, transporte y efectos. *Ecosistemas* 29. doi:10.7818/ECOS.2122.
- 24 Lamb, D., Erskine, P. D., and Parrotta, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest
25 landscapes. *Science (80-.)*. 310, 1628–1632.
- 26 Lapola, D. M., Martinelli, L. A., Peres, C. A., Ometto, J. P. H. B., Ferreira, M. E., Nobre, C. A., et
27 al. (2014). Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4, 27.
28 doi:10.1038/nclimate2056.
- 29 Latawiec, A. E., Strassburg, B. B. N., Valentim, J. F., Ramos, F., and Alves-Pinto, H. N. (2014).
30 Intensification of cattle ranching production systems: socioeconomic and environmental
31 synergies and risks in Brazil. *animal* 8, 1255–1263.
- 32 Latini, A. O., Resende, D. C., Pombo, V. B., and Coradin, L. (2016). Espécies exóticas invasoras
33 de águas continentais no Brasil. *Brasília MMA*, 791.
- 34 Laurance, W. F., Goosem, M., and Laurance, S. G. W. (2009). Impacts of roads and linear
35 clearings on tropical forests. *Trends Ecol. & Evol.* 24, 659–669.
- 36 Leitold, V., Morton, D. C., Longo, M., dos-Santos, M. N., Keller, M., and Scaranello, M. (2018).
37 El Niño drought increased canopy turnover in Amazon forests. *New Phytol.* 219, 959–971.
38 doi:10.1111/nph.15110.
- 39 Lennox, G. D., Gardner, T. A., Thomson, J. R., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., et al.
40 (2018). Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in

Capítulo 28

- 1 regenerating Amazonian forests. *Glob. Chang. Biol.* 24, 5680–5694.
- 2 Lizarro, D., Torres, L., Rodal, P. A., and Moreno-Aulo, F. (2017). Primer registro del paiche,
3 *Arapaima gigas* (Schinz 1822)(Osteoglossiformes: Arapaimidae) en el río Mamoré, Beni
4 (Bolivia). *Ecol. en Boliv.* 52, 33–37.
- 5 Lobo, F. de L., Costa, M., Novo, E. M. L. de M., and Telmer, K. (2016). Distribution of artisanal
6 and small-scale gold mining in the Tapajós River Basin (Brazilian Amazon) over the past 40
7 years and relationship with water siltation. *Remote Sens.* 8, 579.
- 8 Lorenzen, K., Agnalt, A.-L., Blankenship, H. L., Hines, A. H., Leber, K. M., Loneragan, N. R., et
9 al. (2013). Evolving context and maturing science: aquaculture-based enhancement and
10 restoration enter the marine fisheries management toolbox. *Rev. Fish. Sci.* 21, 213–221.
- 11 Lovelock, C. E., and Ewel, J. J. (2005). Links between tree species, symbiotic fungal diversity and
12 ecosystem functioning in simplified tropical ecosystems. *New Phytol.* 167, 219–228.
- 13 Macdonald, S. E., Landhäusser, S. M., Skousen, J., Franklin, J., Frouz, J., Hall, S., et al. (2015).
14 Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New For.*
15 46, 703–732.
- 16 Maclin, E., and Sicchio, M. (1999). “Dam removal success stories,” in *Restoring Rivers Through*
17 *Selective Removal of Dams That Don’t Make Sense* (Washington, D. C.: American Rivers,
18 Friends of the Earth, & Trout Unlimited).
- 19 Maddela, N. R., Scalvenzi, L., and Venkateswarlu, K. (2017). Microbial degradation of total
20 petroleum hydrocarbons in crude oil: a field-scale study at the low-land rainforest of
21 Ecuador. *Environ. Technol.* 38, 2543–2550.
- 22 Mansourian, S. (2018). In the eye of the beholder: Reconciling interpretations of forest landscape
23 restoration. *L. Degrad. Dev.* 29, 2888–2898. doi:10.1002/ldr.3014.
- 24 Marquardt, K., Milestad, R., and Salomonsson, L. (2013). Improved fallows: a case study of an
25 adaptive response in Amazonian swidden farming systems. *Agric. Human Values* 30, 417–
26 428.
- 27 Martha Jr, G. B., Alves, E., and Contini, E. (2012). Land-saving approaches and beef production
28 growth in Brazil. *Agric. Syst.* 110, 173–177.
- 29 Matricardi, E. A. T., Skole, D. L., Costa, O. B., Pedlowski, M. A., Samek, J. H., and Miguel, E. P.
30 (2020). Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon.
31 *Science* (80-.). 369, 1378–1382. doi:10.1126/SCIENCE.ABB3021.
- 32 Mayorga, E., Aufdenkampe, A. K., Masiello, C. A., Krusche, A. V, Hedges, J. I., Quay, P. D., et
33 al. (2005). Young organic matter as a source of carbon dioxide outgassing from Amazonian
34 rivers. *Nature* 436, 538–541.
- 35 McCracken, S. F., and Forstner, M. R. J. (2014). Oil road effects on the anuran community of a
36 high canopy tank bromeliad (*Aechmea zebrina*) in the upper Amazon basin, Ecuador. *PLoS*
37 *One* 9, e85470.
- 38 McGrath, D. G., Cardoso, A., Almeida, O. T., and Pezzuti, J. (2008). Constructing a policy and
39 institutional framework for an ecosystem-based approach to managing the Lower Amazon
40 floodplain. *Environ. Dev. Sustain.* 10, 677–695. doi:10.1007/s10668-008-9154-3.

Capítulo 28

- 1 Melack, J. M., and Forsberg, B. R. (2001). Biogeochemistry of Amazon floodplain. *Biogeochem.*
2 *Amaz. Basin; Oxford Univ. Press New York, NY, USA*, 235.
- 3 Melack, J. M., Novo, E., Forsberg, B. R., Piedade, M. T. F., and Maurice, L. (2009). Floodplain
4 ecosystem processes. *Amaz. Glob. Chang.* 186, 525–541.
- 5 Millán, J. F., Bennett, S. E., and Stevenson, P. R. (2014). “Notes on the behavior of captive and
6 released woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*): Reintroduction as a conservation strategy
7 in Colombian southern Amazon,” in *The Woolly Monkey: Behavior, Ecology, Systematics,*
8 *and Captive Research* (Springer New York), 249–266. doi:10.1007/978-1-4939-0697-0_14.
- 9 Miller, R. P., and Nair, P. K. R. (2006). Indigenous Agroforestry Systems in Amazonia: From
10 Prehistory to Today. *Agrofor. Syst.* 66, 151–164. doi:10.1007/s10457-005-6074-1.
- 11 Mollinari, M. M., Peres, C. A., and Edwards, D. P. (2019). Rapid recovery of thermal
12 environment after selective logging in the Amazon. *Agric. For. Meteorol.* 278, 107637.
13 doi:10.1016/j.agrformet.2019.107637.
- 14 Moura, N. G., Lees, A. C., Andretti, C. B., Davis, B. J. W., Solar, R. R. C., Aleixo, A., et al.
15 (2013). Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biol.*
16 *Conserv.* 167, 339–348.
- 17 Murcia, C., Guariguata, M. R., Andrade, Á., Andrade, G. I., Aronson, J., Escobar, E. M., et al.
18 (2016). Challenges and prospects for scaling-up ecological restoration to meet international
19 commitments: Colombia as a case study. *Conserv. Lett.* 9, 213–220.
- 20 Nair, P. K. R. (1993). *An introduction to agroforestry*. Springer Science & Business Media.
- 21 Negrón-Juárez, R. I., Chambers, J. Q., Guimaraes, G., Zeng, H., Raupp, C. F. M., Marra, D. M., et
22 al. (2010). Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line
23 event. *Geophys. Res. Lett.* 37, n/a-n/a. doi:10.1029/2010GL043733.
- 24 Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., et al. (2014).
25 Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy
26 supply chains. *Science* (80-.). 344, 1118–1123.
- 27 Nóbrega Spínola, J., Soares da Silva, M. J., Assis da Silva, J. R., Barlow, J., and Ferreira, J.
28 (2020). A shared perspective on managing Amazonian sustainable-use reserves in an era of
29 megafires. *J. Appl. Ecol.* 57, 2132–2138. doi:10.1111/1365-2664.13690.
- 30 Nunes, S., Gastauer, M., Cavalcante, R. B. L., Ramos, S. J., Caldeira, C. F., Silva, D., et al.
31 (2020). Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon
32 using native species. *For. Ecol. Manage.* 466, 118120. doi:10.1016/j.foreco.2020.118120.
- 33 O’Hanley, J. R., Pompeu, P. S., Louzada, M., Zambaldi, L. P., and Kemp, P. S. (2020).
34 Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco river basin, Brazil to
35 balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. *Landsc. Urban Plan.* 195, 103725.
- 36 Orsi, M. L., and Agostinho, A. A. (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais
37 de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 16, 557–560.
- 38 Osis, R., Laurent, F., and Pocard-Chapuis, R. (2019). Spatial determinants and future land use
39 scenarios of Paragominas municipality, an old agricultural frontier in Amazonia. *J. Land Use*
40 *Sci.* 14, 258–279.

Capítulo 28

- 1 Padoch, C., and Pinedo-Vasquez, M. (2010). Saving Slash-and-Burn to Save Biodiversity.
2 *Biotropica* 42, 550–552. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00681.x.
- 3 Palma, A. C., and Laurance, S. G. W. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling
4 plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Appl. Veg. Sci.* 18, 561–
5 568.
- 6 Palmer, M. A., Filoso, S., and Fanelli, R. M. (2014). From ecosystems to ecosystem services:
7 Stream restoration as ecological engineering. *Ecol. Eng.* 65, 62–70.
- 8 Parrota, J., Gardner, T., Kapos, V., Kurz, W. A., Mansourian, S., McDermott, C. L., et al. (2012).
9 Interconnecting forests, science and people. Available at:
10 <https://www.iufro.org/science/gfep/gfep-initiative/panel-on-bfmr/download-by-chapter/>
11 [Accessed April 21, 2021].
- 12 Parrota, J. A., and Knowles, O. H. (1999). Restoration of Tropical Moist Forests on Bauxite-
13 Mined Lands in the Brazilian Amazon. *Restor. Ecol.* 7, 103–116. doi:10.1046/j.1526-
14 100X.1999.72001.x.
- 15 Parrota, J. A., and Knowles, O. H. (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite:
16 Examples from the Brazilian Amazon. *Ecol. Eng.* 17, 219–239. doi:10.1016/S0925-
17 8574(00)00141-5.
- 18 Parry, L., and Peres, C. A. (2015). Evaluating the use of local ecological knowledge to monitor
19 hunted tropical-forest wildlife over large spatial scales. 20. doi:10.5751/ES-07601-200315.
- 20 Pauly, D. (2018). The future of artisanal fishing.
- 21 Pelicice, F. M., Pompeu, P. S., and Agostinho, A. A. (2015). Large reservoirs as ecological
22 barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish Fish.* 16, 697–715.
- 23 Peres, C. A., Barlow, J., and Laurance, W. F. (2006). Detecting anthropogenic disturbance in
24 tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 21, 227–229. doi:10.1016/j.tree.2006.03.007.
- 25 Pettorelli, N., Barlow, J., Stephens, P. A., Durant, S. M., Connor, B., Schulte to Bühne, H., et al.
26 (2018). Making rewilding fit for policy. *J. Appl. Ecol.* 55, 1114–1125. doi:10.1111/1365-
27 2664.13082.
- 28 Philipson, C. D., Cutler, M. E. J., Brodrick, P. G., Asner, G. P., Boyd, D. S., Moura Costa, P., et
29 al. (2020). Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical
30 forests. *Science (80-.)*. 369, 838–841. doi:10.1126/science.aay4490.
- 31 Phillips, O. L., Aragão, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., López-González, G., et
32 al. (2009). Drought sensitivity of the amazon rainforest. *Science (80-.)*. 323, 1344–1347.
33 doi:10.1126/science.1164033.
- 34 Pinillos, D., Bianchi, F. J. J. A., Pocard-Chapuis, R., Corbeels, M., Tittonell, P., and Schulte, R.
35 P. O. (2020). Understanding Landscape Multifunctionality in a Post-forest Frontier: Supply
36 and Demand of Ecosystem Services in Eastern Amazonia. *Front. Environ. Sci.* 7.
37 doi:10.3389/fenvs.2019.00206.
- 38 Piotto, D., Flesher, K., Nunes, A. C. P., Rolim, S., Ashton, M., and Montagnini, F. (2020).
39 Restoration plantings of non-pioneer tree species in open fields, young secondary forests, and
40 rubber plantations in Bahia, Brazil. *For. Ecol. Manage.* 474, 118389.

Capítulo 28

- 1 doi:10.1016/j.foreco.2020.118389.
- 2 Piponiot, C., Sist, P., Mazzei, L., Peña-Claros, M., Putz, F. E., Rutishauser, E., et al. (2016).
3 Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests.
4 *Elife* 5, e21394.
- 5 Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., and Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional
6 river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104,
7 5732–5737.
- 8 Pompeu, P. dos S., Agostinho, A. A., and Pelicice, F. M. (2012). Existing and future challenges:
9 the concept of successful fish passage in South America. *River Res. Appl.* 28, 504–512.
- 10 Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M.,
11 et al. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530, 211–214.
12 doi:10.1038/nature16512.
- 13 Porro, R., Miller, R. P., Tito, M. R., Donovan, J. A., Vivan, J. L., Trancoso, R., et al. (2012).
14 “Agroforestry in the Amazon Region: A Pathway for Balancing Conservation and
15 Development,” in, 391–428. doi:10.1007/978-94-007-4676-3_20.
- 16 Putz, F. E., and Redford, K. H. (2010). The importance of defining ‘forest’: Tropical forest
17 degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica* 42, 10–
18 20.
- 19 RAISG (2020). *Amazonia Under Pressure*. © Amazonian Network of Georeferenced Socio-
20 environmental Information Available at: www.amazoniasocioambiental.org.
- 21 Ranganathan, J., Waite, R., Searchinger, T., and Zions, J. (2020). Regenerative Agriculture:
22 Good for Soil Health, but Limited Potential to Mitigate Climate Change. *World Resour. Inst.*
- 23 Ray, D., Nepstad, D., and Moutinho, P. (2005). Micrometeorological and canopy controls of fire
24 susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecol. Appl.* 15, 1664–1678.
- 25 Rocha, R., Ovaskainen, O., López-Baucells, A., Farneda, F. Z., Sampaio, E. M., Bobrowiec, P. E.
26 D., et al. (2018). Secondary forest regeneration benefits old-growth specialist bats in a
27 fragmented tropical landscape. *Sci. Rep.* 8, 1–9.
- 28 Rodrigues, S. B., Freitas, M. G., Campos-Filho, E. M., do Carmo, G. H. P., da Veiga, J. M.,
29 Junqueira, R. G. P., et al. (2019). Direct seeded and colonizing species guarantee successful
30 early restoration of South Amazon forests. *For. Ecol. Manage.* 451, 117559.
- 31 Ruiz-Jaen, M. C., and Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success: how is it being measured?
32 *Restor. Ecol.* 13, 569–577.
- 33 Rutishauser, E., Hérault, B., Baraloto, C., Blanc, L., Descroix, L., Sotta, E. D., et al. (2015). Rapid
34 tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Curr. Biol.* 25, R787–R788.
- 35 Santos-Francés, F., García-Sánchez, A., Alonso-Rojo, P., Contreras, F., and Adams, M. (2011).
36 Distribution and mobility of mercury in soils of a gold mining region, Cuyuni river basin,
37 Venezuela. *J. Environ. Manage.* 92, 1268–1276.
- 38 Sasaki, N., and Putz, F. E. (2009). Critical need for new definitions of “forest” and “forest
39 degradation” in global climate change agreements. *Conserv. Lett.* 2, 226–232.
40 doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x.

Capítulo 28

- 1 Scarano, F. R., Bozelli, R. L., Dias, A. T. C., Assireu, A., Capossoli, D. J., de Assis Esteves, F., et
2 al. (2018). “Twenty-five years of restoration of an Igapó Forest in Central Amazonia,
3 Brazil,” in *Igapó (Black-water flooded forests) of the Amazon Basin* (Springer), 279–294.
- 4 Schielein, J., and Börner, J. (2018). Recent transformations of land-use and land-cover dynamics
5 across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. *Land use policy* 76, 81–94.
- 6 Schmidt, I. B., de Urzedo, D. I., Piña-Rodrigues, F. C. M., Vieira, D. L. M., de Rezende, G. M.,
7 Sampaio, A. B., et al. (2019). Community-based native seed production for restoration in
8 Brazil – the role of science and policy. *Plant Biol.* 21, 389–397. doi:10.1111/plb.12842.
- 9 Sears, R. R., Cronkleton, P., Polo Villanueva, F., Miranda Ruiz, M., Pérez-Ojeda del Arco, M.,
10 Villanueva, F. P., et al. (2018). Farm-forestry in the Peruvian Amazon and the feasibility of
11 its regulation through forest policy reform. *For. Policy Econ.* 87, 49–58.
12 doi:10.1016/j.forpol.2017.11.004.
- 13 Seddon, N., Turner, B., Berry, P., Chausson, A., and Girardin, C. A. J. (2019). Grounding nature-
14 based climate solutions in sound biodiversity science. *Nat. Clim. Chang.* 9, 84–87.
15 doi:10.1038/s41558-019-0405-0.
- 16 Shimizu, M. K., Kato, O. R., Figueiredo, R. de O., Vasconcelos, S. S., de Abreu Sá, T. D., and
17 Borges, A. C. M. R. (2014). Agriculture without burning: restoration of altered areas with
18 chop-and-mulch sequential agroforestry systems in the Amazon region. *Glob. Adv. Res. J.*
19 *Agric. Sci.* 3, 415–422.
- 20 Silva, C. V. J., Aragão, L. E. O. C., Barlow, J., Espirito-Santo, F., Young, P. J., Anderson, L. O.,
21 et al. (2018). Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of
22 forest carbon dynamics. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 373, 20180043.
23 doi:10.1098/rstb.2018.0043.
- 24 Silva, C. V. J., Aragão, L. E. O. C., Young, P. J., Espirito-Santo, F., Berenguer, E., Anderson, L.
25 O., et al. (2020). Estimating the multi-decadal carbon deficit of burned Amazonian forests.
26 *Environ. Res. Lett.* 15, 114023. doi:10.1088/1748-9326/abb62c.
- 27 Silva Junior, C. H. L., Aragão, L. E. O. C., Anderson, L. O., Fonseca, M. G., Shimabukuro, Y. E.,
28 Vancutsem, C., et al. (2020). Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges
29 following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Sci. Adv.* 6, eaaz8360.
30 doi:10.1126/sciadv.aaz8360.
- 31 Silva Junior, C. H. L., Aragão, L. E. O. C., Fonseca, M. G., Almeida, C. T., Vedovato, L. B., and
32 Anderson, L. O. (2018). Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence
33 in central Brazilian Amazonia. *Forests* 9, 305.
- 34 Simberloff, D., and Rejmánek, M. (2011). *Encyclopedia of biological invasions*. Univ of
35 California Press.
- 36 Smith, M. N., Taylor, T. C., van Haren, J., Rosolem, R., Restrepo-Coupe, N., Adams, J., et al.
37 (2020). Empirical evidence for resilience of tropical forest photosynthesis in a warmer world.
38 *Nat. Plants* 6, 1225–1230. doi:10.1038/s41477-020-00780-2.
- 39 Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., et al. (2014). Cracking
40 Brazil’s forest code. *Science (80-.)*. 344, 363–364.
- 41 Sonter, L. J., Herrera, D., Barrett, D. J., Galford, G. L., Moran, C. J., and Soares-Filho, B. S.

Capítulo 28

- 1 (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat. Commun.* 8, 1–
2 7.
- 3 Soulé, M., and Noss, R. (1998). Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental
4 conservation. *Wild Earth* 8, 18–28.
- 5 Stanturf, J. A., Kant, P., Lillesø, J.-P. B., Mansourian, S., Kleine, M., Graudal, L., et al. (2015).
6 *Forest landscape restoration as a key component of climate change mitigation and*
7 *adaptation*. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) Vienna, Austria.
- 8 Stanturf, J. A., Palik, B. J., and Dumroese, R. K. (2014). Contemporary forest restoration: a
9 review emphasizing function. *For. Ecol. Manage.* 331, 292–323.
- 10 Strassburg, B. B. N., Latawiec, A. E., Barioni, L. G., Nobre, C. A., Da Silva, V. P., Valentim, J.
11 F., et al. (2014). When enough should be enough: Improving the use of current agricultural
12 lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Glob. Environ.*
13 *Chang.* 28, 84–97.
- 14 Strayer, D. L., and Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and
15 future challenges. *J. North Am. Benthol. Soc.* 29, 344–358.
- 16 Suding, K. N. (2011). Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and
17 Opportunities Ahead. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 42, 465–487. doi:10.1146/annurev-
18 ecolsys-102710-145115.
- 19 Suganuma, M. S., and Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical
20 forests using multiple reference ecosystems. *Restor. Ecol.* 23, 238–251.
- 21 Taylor, P. G., Cleveland, C. C., Wieder, W. R., Sullivan, B. W., Doughty, C. E., Dobrowski, S. Z.,
22 et al. (2017). Temperature and rainfall interact to control carbon cycling in tropical forests.
23 *Ecol. Lett.* 20, 779–788. doi:10.1111/ele.12765.
- 24 Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N. C. A., Valverde, F. H. C., Alvarez, P., Swamy, V., et al.
25 (2008). TREE RECRUITMENT IN AN EMPTY FOREST. *Ecology* 89, 1757–1768.
26 doi:10.1890/07-0479.1.
- 27 Thompson, I., Ferreira, Gardner, T., Guariguata, M., Koh, L. P., Okabe, K., et al. (2012). Chapter
28 2 Forest biodiversity, carbon and other ecosystem services: relationships and impacts of
29 deforestation and forest degradation.
- 30 Tregidgo, D. J., Barlow, J., Pompeu, P. S., de Almeida Rocha, M., and Parry, L. (2017).
31 Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 8655–
32 8659.
- 33 Uhl, C., and Almeida, O. (1996). “O desafio da exploração sustentada da Amazônia,” in *A*
34 *evolução da fronteira amazônica--oportunidades para um desenvolvimento sustentável.*
35 *Belém, Imazon.*
- 36 Uhl, C., and Kauffman, J. B. (1990). Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses
37 to fire in the eastern Amazon. *Ecology* 71, 437–449. doi:10.2307/1940299.
- 38 Uphoff, N., Ball, A. S., Fernandes, E., Herren, H., Husson, O., Laing, M., et al. (2006). *Biological*
39 *approaches to sustainable soil systems*. CRC Press.
- 40 Val, A. L., Fearnside, P. M., and Almeida-Val, V. M. F. (2016). Environmental disturbances and

Capítulo 28

- 1 fishes in the Amazon. in *Journal of Fish Biology* (Blackwell Publishing Ltd), 192–193.
2 doi:10.1111/jfb.12896.
- 3 Valentim, J. F. (2016). Desafios e estratégias para recuperação de pastagens degradadas e
4 intensificação da pecuária a pasto na Amazônia Legal. in *Embrapa Acre-Artigo em anais de*
5 *congresso (ALICE)*.
- 6 Valentim, J. F., and Andrade, C. M. S. de (2004). Perspectives of grass-legume pastures for
7 sustainable animal production in the tropics. *Reun. Annu. DA Soc. Bras. Zootec.* 40, 142–
8 154.
- 9 Valentim, J. F., and de Andrade, C. M. S. (2009). Tendências e perspectivas da pecuária bovina na
10 Amazônia brasileira. *Embrapa Acre-Artigo em periódico indexado*.
- 11 Veldman, J. W. (2016). Clarifying the confusion: old-growth savannahs and tropical ecosystem
12 degradation. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 371, 20150306. doi:10.1098/rstb.2015.0306.
- 13 Viani, R. A. G., Holl, K. D., Padovezi, A., Strassburg, B. B. N., Farah, F. T., Garcia, L. C., et al.
14 (2017). Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic
15 Forest Restoration Pact in Brazil. *Trop. Conserv. Sci.* 10, 1940082917697265.
- 16 Vieira, D. L. M., Rodrigues, S., Jakovac, C. C., da Rocha, G. P. E., Reis, F., &, and Borges, A.
17 (2021). Active Restoration Initiates High Quality Forest Succession In A Deforested
18 Landscape In Amazonia. *Res. Sq.* doi:10.21203/rs.3.rs-557683/v1.
- 19 Vieira, S., Trumbore, S., Camargo, P. B., Selhorst, D., Chambers, J. Q., Higuchi, N., et al. (2005).
20 Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proc. Natl. Acad.*
21 *Sci.* 102, 18502–18507. doi:10.1073/pnas.0505966102.
- 22 Vitule, J. R. S., Freire, C. A., and Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native freshwater
23 fish can certainly be bad. *Fish Fish.* 10, 98–108.
- 24 Vitule, J. R. S., Skóra, F., and Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after
25 the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Divers. Distrib.* 18, 111–120.
- 26 Wang, Y., Ziv, G., Adami, M., Almeida, C. A. de, Antunes, J. F. G., Coutinho, A. C., et al.
27 (2020). Upturn in secondary forest clearing buffers primary forest loss in the Brazilian
28 Amazon. *Nat. Sustain.* 3, 290–295. doi:10.1038/s41893-019-0470-4.
- 29 Wantzen, K. M., and Mol, J. H. (2013). Soil erosion from agriculture and mining: a threat to
30 tropical stream ecosystems. *Agriculture* 3, 660–683.
- 31 Wassie, A., Sterck, F. J., Teketay, D., and Bongers, F. (2009). Effects of livestock exclusion on
32 tree regeneration in church forests of Ethiopia. *For. Ecol. Manage.* 257, 765–772.
33 doi:10.1016/j.foreco.2008.07.032.
- 34 Watson, E. M., Evans, T., Watson, J. E. M., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., et al. (2018).
35 The exceptional value of intact forest ecosystems. 15. doi:10.1038/s41559-018-0490-x.
- 36 White, C. (2020). Why Regenerative Agriculture? *Am. J. Econ. Sociol.* 79, 799–812.
- 37 Wood, C. H., Tourrand, J.-F., and Toni, F. (2015). *Pecuária, uso da terra e desmatamento na*
38 *Amazônia: um estudo comparativo do Brasil, do Equador e do Peru*. Editora UnB.
- 39 World Bank (2019). Environmental and Social Standards (ESS).

Capítulo 28

- 1 Wortley, L., Hero, J.-M., and Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a
2 review of the literature. *Restor. Ecol.* 21, 537–543.
- 3 Yamada, M., and Gholz, H. L. (2002). An evaluation of agroforestry systems as a rural
4 development option for the Brazilian Amazon. *Agrofor. Syst.* 55, 81–87.
- 5 Zahawi, R. A., Holl, K. D., Cole, R. J., and Reid, J. L. (2013). Testing applied nucleation as a
6 strategy to facilitate tropical forest recovery. *J. Appl. Ecol.* 50, 88–96.
- 7 Zu Ermgassen, E. K. H. J., Alcântara, M. P. de, Balmford, A., Barioni, L., Neto, F. B., Bettarello,
8 M. M. F., et al. (2018). Results from on-the-ground efforts to promote sustainable cattle
9 ranching in the Brazilian Amazon. *Sustainability* 10, 1301.

10

1 QUADROS

Quadro 1. Tempos de recuperação de florestas antropogenicamente degradadas

As florestas afetadas pela **extração seletiva** tendem a recuperar sua biomassa em um período de tempo quase diretamente proporcional à biomassa removida no processo de extração, o que significa que, em média, haveria um tempo de recuperação de 27 anos para uma perda de 20% de biomassa (Rutishauser et al., 2015). No entanto, existem altos níveis de variação relacionados à fertilidade do solo e ao clima (Piponiot et al., 2016), e essa relação linear pode não se manter se a remoção exceder o permitido por técnicas de baixo impacto. É provável que as **florestas queimadas** levem muito mais tempo para se recuperar, pois a mortalidade das árvores continua por muitos anos após o incêndio e não é compensada pelo acúmulo de biomassa de rebrota (Barlow et al. 2003, Silva et al. 2018). Mesmo incêndios de baixa intensidade em florestas que queimaram apenas uma vez levam a reduções de 25% na biomassa acima do solo até 30 anos depois, embora haja altos níveis de incerteza além dos primeiros 10 anos (Silva et al. 2020). A recuperação de florestas queimadas duas ou três vezes será ainda mais lenta devido às taxas de mortalidade de árvores muito altas (Barlow e Peres, 2008; Brando et al., 2019). **Bordas florestais** (florestas dentro de 120m de uma borda feita pelo homem) também sofrem degradação de longo prazo, causando diminuições acentuadas na biomassa acima do solo nos primeiros cinco anos após a criação da borda. A longevidade dos efeitos de borda na biomassa florestal depende de como as bordas são gerenciadas - onde o fogo é excluído, a composição das espécies muda, mas os níveis de biomassa podem se aproximar das florestas interiores após 22 anos (Almeida et al., 2019). No entanto, para a maior parte da Amazônia, as bordas permanecem expostas a incêndios - o que significa que os níveis de biomassa não se recuperam e permanecem 40% mais baixos do que os interiores da floresta 15 anos após a criação da borda (Silva Junior et al., 2020). **Florestas caçadas**. Há evidências crescentes de que grandes vertebrados podem recuperar suas populações quando a pressão da caça é aliviada, com aumentos nas densidades de caça após a criação da reserva. No entanto, espécies vivas em grupo, como queixadas, podem demorar muito mais para retornar aos níveis de pré-impacto devido aos efeitos de Allee (ou seja, baixa aptidão individual em baixas densidades populacionais), e a recuperação será mais lenta (ou até inexistente) em paisagens fragmentadas onde o movimento e a colonização são restritos.

2

3

Quadro 2. Restauração de florestas de várzea: o estudo de caso do Lago Batata

A complexidade, o alto custo e os compromissos de longo prazo necessários para o sucesso dos esforços de restauração após a poluição são demonstrados pelo Lago Batata, um ecossistema de várzea adjacente às águas claras do rio Trombetas, no Pará. Entre 1979 e 1989, milhões de metros cúbicos de rejeitos de bauxita foram continuamente depositados no Lago Batata. Como resultado, uma camada de rejeitos de 2-5 m enterrou cerca de 600 hectares do lago, o equivalente a ~30% da área do lago durante a estação das cheias, e vastas áreas de vegetação de igapó desapareceram (Bozelli et al., 2000). Um programa de restauração de longo prazo começou no início dos anos 1990 e está em andamento há quase 30 anos, e é considerado o esforço de restauração de maior escala em um ecossistema amazônico sazonalmente

Capítulo 28

inundado (Scarano et al., 2018). A restauração do substrato estéril recém-depositado foi complicada pela baixa disponibilidade de nutrientes típica dos ecossistemas de igapó. Como resultado, a restauração ativa foi realizada, e aproximadamente meio milhão de indivíduos de várias espécies de árvores de igapó foram plantados entre 1993 e 2005, com foco nas áreas onde a regeneração natural não estava ocorrendo. Para evitar a eutrofização, a restauração evitou fertilizantes químicos e, em vez disso, fez uso bem-sucedido da liteira de igapós primitivos próximos (Dias et al. 2012). Em 2018, o efeito combinado da regeneração natural e humana resultou no restabelecimento da vegetação do igapó em quase 70% da área impactada, e a velocidade de recuperação foi associada à topografia, espécies introduzidas e padrões de inundação. No entanto, as semelhanças florísticas com locais nativos não impactados permanecem moderadas na maior parte da área impactada - as estimativas sugerem que algumas áreas podem levar > 75 anos para restaurar os níveis de similaridade pré-perturbação com ecossistemas de igapó não impactados. A equipe multidisciplinar de especialistas envolvida com os esforços de restauração no Lago Batata afirma que a seleção completa de espécies plantadas, serapilheira e adição de sementes e o monitoramento contínuo são essenciais para uma trajetória sucessional acelerada na restauração dos ecossistemas de igapó amazônicos (Scarano et al 2018).