

FUNDAMENTOS DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Karen D. Holl

Traduzido por Nino Amazonas, Angélica Resende e Laura Simões

CopIt-arXives
Publishing Open Access
with an Open Mind
2023

Este livro contém material protegido por direitos autorais.

Todos os direitos reservados © Karen D. Holl 2023.

Publicado eletronicamente no México por CopIt-arXives.

Obra editada por Karen D. Holl, Josie Lesage, Nino Amazonas, Angélica Resende, Laura Simões, Eduardo Vizcaya y Octavio Miramontes.

Traduzido por Nino Amazonas, Angélica Resende e Laura Simões.

Foto da capa: Alexandre Sampaio. Em primeiro plano está um projeto de restauração de 3 anos na região do cerrado brasileiro com cobertura de espécies 100% nativas. Ao fundo está uma mata ciliar remanescente.

Fundamentos da Restauração Ecológica / [Autor] [K. D. Holl] — México CDMX: CopIt-arXives, 2023

Inclui bibliografias e índice

ISBN: 978-1-938128-50-9 ebook

Direitos e permissões

Todo o conteúdo deste livro é propriedade intelectual de seu autor que, no entanto, concede permissão ao leitor para copiar, distribuir e imprimir seus textos livremente, desde que e se forem satisfeitas as seguintes condições: i) o material não deve ser modificado ou alterado, ii) A fonte deve ser sempre citada e os direitos intelectuais devem ser atribuídos à sua respectivos autores, (iii) estritamente proibidos o seu uso para fins comerciais.

O conteúdo e os pontos de vista levantados neste livro são da exclusiva responsabilidade do autor e não correspondam necessariamente aos dos editores ou de qualquer instituição, incluindo CopIt-arXives ou a UNAM.

Produzido com software livre, incluindo L^AT_EX. Indexado no catálogo de publicações eletrônicas da UNAM e no Google Books.

ISBN: 978-1-938128-50-9 ebook

<https://copitarxives.fisica.unam.mx>

Este livro passou por revisão por pares

CopIt-arXives

Cd. de México - Cuernavaca - Madrid - Curitiba
Viçosa - Washington DC - Mallorca - Oxford

Traduzido com o apoio da
CONSERVATION INTERNATIONAL

Publicado com o apoio da
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Instituto de Física

CONTEÚDO

Prefácio	vii
Prefácio & Reconhecimentos para a versão em português	ix
Sobre o autor	x
1 Por que restaurar ecossistemas?	1
Motivações para a restauração	2
Restauração como um componente de esforços de conservação	4
Leituras recomendadas	6
2 Definindo restauração	7
Por que restaurar uma área de volta a um estado histórico é tão difícil? . . .	11
A definição do modelo e o problema da síndrome de deslocamento da linha de referência	11
Impossibilidade de se controlar a trajetória de recuperação do ecos- sistema	12
Falta de recursos e conhecimento	13
Metas conflitantes	13
Debate sobre ecossistemas novos	14
Aplicando definições na prática	15
Leituras recomendadas	16
3 Planejamento de projetos	17
Engajamento das partes interessadas	17
Definição de metas	19
Desenvolvendo um modelo de referência	22
Análise das condições existentes	24
Considerações sobre o projeto	25
Selecionando métodos de restauração	25
Planos de contingência, monitoramento e manutenção	26
Permissões	27
Recursos e orçamento	27
Linha do tempo	28
Implantação	29

Leituras recomendadas	30
4 Monitoramento e manejo adaptativo	31
Ciclo de manejo adaptativo	32
Defina metas claras e objetivos específicos e limitados no tempo	33
Selecione parâmetros de monitoramento e limites para desencadear ações corretivas	33
Faça um inventário inicial	34
Monitore, analise dados e determine se a ação corretiva é necessária	34
Selecionando parâmetros e métodos de monitoramento	35
Considerações adicionais sobre o desenvolvimento de um plano de monitoramento	38
Monitoramento de vigilância	38
Monitoramento participativo	38
Tempo e frequência	39
Duração	39
Número e distribuição espacial de amostras	40
Garantia do controle de qualidade	40
Análise de dados e compartilhamento de resultados	41
Leituras recomendadas	42
5 Aplicação do conhecimento ecológico à restauração	43
Regime de distúrbios	45
Implicações para a restauração	47
Recuperação após distúrbios	48
Implicações para a restauração	50
Processos ecológicos em grandes escalas espaciais	51
Tamanho do fragmento	53
Aumentando a conectividade da paisagem	54
Implicações para a restauração	57
Leituras recomendadas	58
6 Relevo e hidrologia	59
Relevo e hidrologia terrestre	60
Estratégias de restauração	61
Topografia das áreas úmidas e hidro período	64
Estratégias de restauração	66
Os regimes hídricos e a sinuosidade do canal	68
Restaurando regimes hídricos em sistemas aquáticos	70
Restaurando padrões de cursos de água e habitats ripários	73
Leituras recomendadas	74

7	Qualidade do solo e da água	76
	Textura do solo, química e biologia	77
	Restauração da textura do solo, ciclagem de nutrientes e comu- des microbianas	79
	Qualidade da água	82
	Restauração da qualidade da água	83
	Acidez	85
	Redução da acidez	86
	Produtos químicos tóxicos	86
	Descontaminando substâncias tóxicas	86
	Leituras recomendadas	87
8	Espécies invasoras	88
	Como as espécies invasoras se espalham	89
	Características de espécies invasoras e ecossistemas vulneráveis à invasão	89
	Por que espécies invasoras causam problemas para espécies nativas e ecossistemas	90
	Etapas da invasão e controle de espécies invasoras	92
	Métodos para erradicação e controle de espécies invasoras	95
	Remoção física	95
	Controle químico	96
	Controle biológico	96
	Manejo do ecossistema para favorecer espécies nativas	96
	Controvérsias sobre o manejo de espécies invasoras	97
	Leituras recomendadas	99
9	Revegetação	100
	Adequando a estratégia de revegetação à área	100
	Selecionando espécies para plantar	102
	Diretrizes para a coleta de vegetação	104
	Métodos de propagação de plantas	106
	Sementes	106
	Propagação vegetativa	109
	Plantas cultivadas em viveiro	109
	Transposição de solos ou plantas	110
	Aumentando a sobrevivência e o crescimento das plantas	111
	Preparação da área e controle de ervas ruderais	111
	Adequando o conjunto de espécies de plantio para condições locais heterogêneas	111
	O tempo certo	112
	Disponibilidade de água	112
	Disponibilidade de nutrientes e introdução de microrganismos be- néficos	113
	Herbivoria	113

Manejo adaptativo contínuo	114
Leituras recomendadas	114
10 Fauna	115
Reduzir as causas do declínio da fauna	116
Restaurando a estrutura do hábitat	117
Reintroduzir uma espécie	120
Melhorando os esforços de restauração da fauna	123
Leituras recomendadas	124
11 Legislação	125
Contextualização	126
Tipos de legislação	128
Legislação preventiva	128
Estabelecendo-se obrigações de restauração	128
Medidas compensatórias	129
Provendo fundos para a restauração	131
Desafios da legislação sobre restauração	131
Melhorando as futuras leis sobre restauração	132
Leituras recomendadas	133
12 Pagando pela restauração	134
Benefícios de se investir em restauração	135
Quem paga pela restauração?	136
Financiamento por parte responsável	136
Financiamento público interno	138
Financiamento multilateral e bilateral do governo internacional	139
Contribuições voluntárias de financiamento e trabalho	139
Investimento privado	140
Financiamentos público e privado combinados	140
Estratégias para se aumentar o financiamento da restauração	141
Internalizando externalidades e redirecionando subsídios	141
Alocando estrategicamente os recursos para a restauração	141
Explorando fontes de renda potenciais para a restauração	142
Garantindo o financiamento em longo prazo	143
Leituras recomendadas	143
Glossário	145
References	160
Estudos de caso e recursos online	183
Estudos de caso	183
Questões para reflexão e discussão	184
Outros recursos	184

PREFÁCIO

A ciência e a prática da restauração ecológica cresceram exponencialmente nas últimas décadas. Isso se deve às nossas necessidades de compensar os impactos negativos causados por nós aos ecossistemas dos quais milhões de humanos e outras espécies dependem. Utilizamos, cada vez mais, a restauração e reconhecemos sua importância para assegurar nosso próprio bem-estar. Com o crescimento da restauração ecológica, surgiu uma gama de fontes de informação: milhares de artigos científicos revisados por pares, manuais práticos, incontáveis *websites* descrevendo projetos individuais, livros didáticos em geral e muitos livros focados na restauração de ecossistemas específicos. A informação que eu revisito com estes *Fundamentos da Restauração Ecológica* não é nova. Meu objetivo é abordar uma ampla, porém sucinta, introdução à restauração ecológica para um público seletivo. Primeiramente, antecipo que este livro será usado como um texto introdutório para alguns cursos de restauração ecológica e ecologia da restauração onde os instrutores oferecem aos estudantes leituras aprofundadas em tópicos específicos e estudos de caso relacionados ao foco dos cursos. Em segundo lugar, este livro pode ser usado como uma das leituras em biologia da conservação e manejo de recursos, para o que a restauração ecológica não é o assunto principal. Para este fim, eu evitei o uso de jargões e incluí definições, tanto no texto, como no glossário.

A restauração de ecossistemas requer conhecimentos interdisciplinares. São essenciais a compreensão da ecologia e da história natural do ecossistema a ser restaurado, bem como o conhecimento de técnicas adequadas de restauração. Entretanto, como todo restaurador prático deve saber, o sucesso de projetos de restauração requer familiaridade com vários outros tópicos, incluindo o envolvimento de partes interessadas e do público em geral, a experiência em planejamento e a definição de objetivos, o monitoramento, além do conhecimento da legislação pertinente, da aquisição de licenças e de financiamentos. Este livro não cobre todos os tópicos em detalhes porque o objetivo é ser breve e, portanto, aqui, eu abordo uma visão geral dos principais tópicos e os ilustro com alguns exemplos. Estes diferentes tópicos estão em capítulos separados neste livro, porém eles precisam ser combinados ao se conceber e se implantar um projeto de restauração. Neste livro, os conceitos são integrados por referências cruzadas entre os capítulos e muitos estudos de caso, disponíveis *online*, que fornecem detalhamento e integram os vários temas abordados.

O velho ditado que diz que “uma imagem vale mais que mil palavras” é verdadeiro para a restauração ecológica. Não há nada que possa substituir o entendi-

mento que se alcança com a observação de fotos do antes e depois e a visita presencial a projetos de restauração. Mesmo assim, por conta do custo de se produzir um livro com incontáveis fotos coloridas, o que limitaria o acesso de um público maior, eu escolhi usar apenas diagramas e tabelas, porém incorporei as fotos aos estudos de caso, disponíveis online. Os links para alguns dos muitos *websites* de projetos de restauração, fotos e vídeos disponíveis na internet, estão listados no *website* do livro em inglês (www.islandpress.org/restoration-primer) e eu encorajo você a visitar pessoalmente projetos de restauração em sua região.

Este livro não deve ser tido como um guia detalhado de como se restaurar ecossistemas específicos, portanto, os leitores que pretendem trabalhar no campo da restauração ecológica deverão se aprofundar em tópicos específicos. Para isso, ao final de cada capítulo, eu apresento listas curtas com leituras recomendadas. No *website*, eu também apresento questões para a reflexão e discussão e incentivo os leitores a aplicarem as ideias em seus projetos de restauração.

Assim como em qualquer livro, o conteúdo reflete as parcialidades e as experiências da autora. Apesar da minha formação em ecologia, durante toda a minha carreira eu trabalhei com cientistas políticos, economistas, e gestores de recursos naturais. Sou professora em uma universidade de pesquisa, onde por mais de duas décadas venho ministrando um curso interdisciplinar de ecologia da restauração e fazendo pesquisas ecológicas com foco em restauração. Eu assessorei grandes projetos de restauração, porém não tenho muita experiência na implantação. Eu trabalhei em diversos ecossistemas terrestres em várias regiões, incluindo florestas temperadas latifoliadas (em inglês *hardwood forests*, que são formações florestais com dominância de angiospermas) do leste dos Estados Unidos; campos naturais, *chaparral* (formações com arbustos tolerantes à seca e não decíduos), e ecossistemas florestais ripários na Califórnia; e florestas tropicais úmidas em vários países da América Latina. Meu conhecimento em restauração de ecossistemas lacustres e de áreas úmidas vem essencialmente de outros trabalhos. Sou comprometida em aproximar academia e gestores de forma que a pesquisa científica seja mais bem conduzida para informar e aprimorar projetos de restauração em campo; um compromisso que se reflete no conteúdo deste livro. Finalmente, minha grande paixão é educar a próxima geração de ecologistas da restauração; um objetivo que espero poder contemplar com este livro.

PREFÁCIO & RECONHECIMENTOS PARA A VERSÃO EM PORTUGUÊS

ESTOU muito feliz pelo meu livro “Princípios da Restauração Ecológica”, que foi publicado pela primeira vez em inglês pela Island Press, já estar disponível em português. Ao realizar pesquisas sobre restauração florestal na América Latina, tenho o prazer de poder compartilhar este livro com meus colegas no Brasil e em outros países de língua portuguesa. Um grande obrigado a Nino Amazonas, Angélica Resende e Laura Simões que traduziram o livro para o português. A Conservação Internacional forneceu fundos para apoiar a tradução. Agradeço à Island Press por me passar os direitos autorais para que o livro pudesse ser publicado em acesso aberto, e a CopIt-arXives por me ajudar com a publicação em português.

SOBRE O AUTOR

KAREN D. HOLL é professora de Estudos Ambientais na Universidade da Califórnia, Santa Cruz, onde ministra cursos e supervisiona alunos em atividades de pesquisa e estágios relacionados à restauração ecológica há mais de 20 anos. Sua pesquisa se concentra em entender como os processos de escala local e escala da paisagem afetam a recuperação do ecossistema após distúrbios antrópicos e o uso dessas informações para restaurar os ecossistemas afetados. Ela realiza pesquisas principalmente em florestas tropicais na América Latina e no *chaparral*, em campos naturais e sistemas ripários na Califórnia. Ela aconselha inúmeras organizações de manejo e conservação de terras na Califórnia e internacionalmente sobre restauração ecológica. Ela foi selecionada como membro da “Aldo Leopold Leadership”, membro da Academia de Ciências da Califórnia, e foi uma das vencedoras do prêmio Theodore Sperry da Sociedade para Restauração Ecológica em 2017. Atuou como presidente do Departamento de Estudos Ambientais e diretora do Centro de História Natural Kenneth S. Norris na UC Santa Cruz.

Um enorme extensão dos impactos humanos no planeta levou muitos a propor que estamos agora na era do 'Antropoceno', uma época geológica dominada pelo homem (Crutzen 2002). Os seres humanos influenciaram os *ecossistemas*¹ por milhares de anos em muitos aspectos, indo desde o manejo de espécies de agrícolas e a alteração dos padrões de fluxo de água para a irrigação de culturas, até o uso do fogo como ferramenta para limpar terrenos e aumentar a fertilidade do solo. Independentemente dos impactos anteriores, o ritmo, a intensidade e a escala em que os humanos alteraram o planeta nas últimas décadas não têm precedentes. Neste ponto, mesmo os locais mais remotos do planeta foram influenciados pela mudança climática antropogênica e pelo transporte de poluentes a longa distância e menos de um quarto da área terrestre está livre de impacto humano direto (IPBES 2018).

Esses impactos vêm em diferentes formas. Números impressionantes podem ser citados pela perda de todos os tipos de ecossistemas em todas as regiões do mundo. Apenas nas últimas duas décadas, as atividades humanas resultaram na destruição de mais de 10% da área selvagem que já se encontrava em declínio no mundo (Watson et al. 2016), a transformação de 38% da área terrestre global para a agricultura (FAO n.d.) e a *degradação* de muitos ecossistemas remanescentes por atividades humanas, como exploração madeireira, caça predatória, mineração e supressão pelo fogo. Mudanças antropogênicas nos padrões hidrológicos transformaram dramaticamente a maioria dos rios e áreas úmidas. As atividades humanas aumentaram substancialmente os níveis de fósforo e nitrogênio biologicamente disponíveis e resultaram em concentrações tóxicas de muitas substâncias no ar e na água.

Além dos impactos locais e regionais, as atividades humanas estão causando um rápido aumento das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera. Esses gases causam mudanças nos padrões climáticos globais, incluindo aumento da temperatura, alteração dos padrões de precipitação, aumento do nível do mar e o

¹ As palavras em itálico são definidas no [glossário](#).

aumento na frequência de eventos climáticos extremos. Os níveis elevados de CO₂ também afetam diretamente o crescimento das plantas e impulsionam a acidificação dos oceanos.

Essas transformações locais, regionais e globais de ecossistemas comprometem o bem-estar humano de inúmeras maneiras (Potts et al. 2018). A degradação da terra tem impactos diretos na saúde pública, já que a perda de ecossistemas florestais, pastagens e áreas úmidas que filtram poluentes da água, resulta em um número crescente de pessoas que não têm acesso a água potável segura. A destruição dos ecossistemas costeiros eleva o risco de tempestades cada vez mais frequentes e intensas, causando o aumento da migração de habitantes. A degradação da terra custa ao mundo cerca de US \$ 6,3 a 10,6 trilhões por ano, o equivalente a 10-17% do Produto Interno Bruto global (ELD Initiative 2015). Igualmente notável, a degradação de ecossistemas acentua desigualdades de renda. Populações rurais mais vulneráveis obtêm uma grande parcela de sua renda diretamente de recursos não-cultivados, como lenha, materiais de construção, pesca e outros produtos alimentícios, de maneira que são afetados desproporcionalmente (Potts et al. 2018).

Conservar espécies, ecossistemas e, finalmente, humanos, exigirá mudanças drásticas nos padrões de distribuição e consumo de recursos, bem como retardar a taxa de crescimento da população humana. Estes são temas extensos e urgentes, que têm sido amplamente discutidos. Uma importante estratégia complementar para combater os extensos impactos humanos no mundo natural é restaurar ecossistemas danificados.

MOTIVAÇÕES PARA A RESTAURAÇÃO

O termo *restauração ecológica* é usado de diferentes maneiras ([capítulo 2](#)), porém é mais comumente definido como o “processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group 2004). A restauração ecológica é impulsionada por um diverso e sobreposto conjunto de razões ([tabela 1.1](#); Clewell e Aronson 2006, Clewell e Aronson 2013).

A maioria dos projetos de restauração ecológica são motivados, pelo menos em parte, pelo desejo de trazer de volta *espécies*, *ecossistemas* e/ou *processos ecossistêmicos* (por exemplo, *ciclagem de nutrientes*, *produtividade primária* ou dispersão de sementes) que foram comprometidos pelas atividades humanas. Cada vez mais, os projetos de restauração são motivados por uma tentativa de mitigar e se adaptar às mudanças climáticas. A restauração florestal pode aumentar o *estoque de carbono* e, juntamente com enormes esforços para reduzir as emissões de carbono, pode ajudar a reduzir o aumento da temperatura global (Griscom et al. 2017). A restauração de ecossistemas costeiros, como manguezais e recifes de corais, é uma maneira economicamente interessante de se reduzir os riscos de tempestades (estudo de caso dos manguezais asiáticos, Ferrario et al. 2014).

Tabela 1.1: Motivações para se restaurar ecossistemas danificados.

Categoria	Motivação	Exemplos
Compensação por danos pretéritos	<ul style="list-style-type: none"> • Conservação da <i>biodiversidade</i> • Melhoria dos <i>processos ecossistêmicos</i> • Combate às mudanças climáticas 	<ul style="list-style-type: none"> • Espécies e tipos de <i>habitat</i> • <i>Produção primária, ciclagem de nutrientes</i> • <i>Estoque de carbono, erosão costeira</i>
Econômico	<ul style="list-style-type: none"> • Provisão de <i>serviços ecossistêmicos</i> • Geração de emprego e treinamento profissional 	<ul style="list-style-type: none"> • Purificação de água, polinização de culturas, madeira e produtos florestais não-madeireiros • Restauração de córregos e remoção de espécies invasoras
Cultural/espiritual	<ul style="list-style-type: none"> • Reconexão com a natureza e a educação por experiências • Conservação de valores culturais • Perdão por ações danosas pretéritas 	<ul style="list-style-type: none"> • Projetos locais de adoção de ecossistemas • Restauração de espécies importantes para o patrimônio cultural • Reforma íntima por meio da participação voluntária em projetos de restauração
Legislativo	<ul style="list-style-type: none"> • Cumprimento da legislação 	<ul style="list-style-type: none"> • Várias leis exigem restauração (por exemplo, mitigação em áreas úmidas, recuperação de minas, restauração de hábitat de espécies ameaçadas de extinção)

A restauração ecológica pode ajudar humanos e ecossistemas a se adaptarem às mudanças climáticas de várias maneiras, como pelo oferecimento de *refúgio* para espécies sensíveis ao clima e pelo aumento da resiliência da produção agrícola à variabilidade climática (Locatelli et al. 2015).

A restauração ecológica proporciona extensos benefícios econômicos aos seres humanos por meio de *serviços ecossistêmicos*, que são o conjunto de benefícios que os ecossistemas proporcionam à humanidade (Millenium Ecosystem Assessment 2015). Estes vão desde a provisão de alimentos, medicamentos e combustível às pessoas até o suprimento de funções importantes, como purificação de água, controle de enchentes e polinização de culturas. São bens e serviços que o mundo natural sempre forneceu aos humanos, mas que muitas vezes ignoramos até que os ecossistemas sejam destruídos ou degradados. Restaurar um ecossistema muitas vezes é uma opção mais econômica para fornecer à humanidade serviços específicos do que tentar fornecer ao serviço uma solução engenhosa. Por exemplo, Ferrario et al. (2014) descobriram que, em média, o custo de instalação de paredões e quebra-mares era pelo menos 10 vezes mais caro do que restaurar recifes para proteger cidades costeiras contra tempestades. Além disso, alguns serviços ecossistêmicos são simplesmente insubstituíveis a qualquer custo. Considerando que as estruturas projetadas podem substituir os serviços de controle de erosão costeira que os recifes fornecem, elas não promovem os valores recreacionais para as pessoas que visitam recifes, os valores culturais para grupos indígenas que têm contado com os recifes para a pesca por gerações e não promovem a *biodiversidade* dos recifes, que pode fornecer compostos para os fármacos.

Alguns projetos de restauração são financiados como programas de criação de empregos e capacitação para proporcionar benefícios econômicos diretos. Por exemplo, o “Projeto Trabalho para a Água” (em inglês *Working for Water Project*),

na África do Sul, empregou cerca de 10.000 trabalhadores anualmente nos últimos 20 anos em projetos para remover árvores e arbustos exóticos invasores que reduzem o abastecimento de água; este programa tem sido impulsionado em grande parte pelo objetivo do governo de aumentar a taxa de emprego rural (van Wilgen e Wannenburg 2016).

Uma série de fatores sociais e culturais também motivam projetos de restauração (Clewell e Aronson 2006; Egan et al. 2011). Muitos projetos de restauração são liderados por indivíduos e grupos comunitários que querem restaurar um ecossistema local por causa de um senso de conexão com a terra e/ou por razões estéticas (Dolan et al. 2015). A restauração pode oferecer oportunidades de educação para alunos de todas as idades; como tal, um número crescente de cursos de restauração está disponível, integrando padrões científicos com experimentos práticos de restauração. Tais projetos locais podem oferecer aos participantes uma oportunidade de renovação espiritual e reparação dos danos causados pelos seres humanos (Jordan 2003). Da mesma forma, alguns projetos, particularmente aqueles que envolvem grupos indígenas, focam na restauração de valores culturais, como o replantio ou o manejo de determinadas plantas tradicionais utilizadas por grupos indígenas para alimentos ou cestas (Uprety et al. 2012).

A necessidade de se compensar os danos humanos causados aos ecossistemas, combinada com os benefícios ecológicos, econômicos e sociais da restauração, resultou em uma série de instrumentos legislativos para financiar e/ou exigir restauração ([capítulo 11](#)). Em muitos países, as leis exigem que as mineradoras restaurem ou *recuperem* as terras após a conclusão da mineração. Em alguns países, as leis visam a restauração de ecossistemas específicos, como as áreas úmidas dos Estados Unidos.

Juntas, essas motivações resultaram em chamadas para a restauração de milhões de hectares em escala global. É importante reconhecer que, mesmo dentro de projetos individuais de restauração, diferentes pessoas e organizações são motivadas a restaurar por diferentes razões. Assim, discutir e ter como objetivo cumprir diferentes objetivos e desejos é uma parte crítica do processo de planejamento ([capítulo 3](#); Gann et al. 2019).

RESTAURAÇÃO COMO UM COMPONENTE DE ESFORÇOS DE CONSERVAÇÃO

A restauração ecológica é uma de muitas estratégias para se conservar a biodiversidade, os ecossistemas e os serviços que esses ecossistemas prestam aos seres humanos. Claramente, a proteção e a manutenção de ecossistemas minimamente impactados deve permanecer no centro da prática de conservação, dado que muitos projetos de pesquisa e estudos de caso mostram que mesmo os projetos de restauração mais bem sucedidos restauram apenas um subconjunto das espécies e serviços ecossistêmicos presentes antes do *distúrbio* (Rey Benayas et al. 2009; Moreno-Mateos et al. 2017).

Algumas décadas atrás, acadêmicos debateram se os humanos deveriam intervir para ajudar a facilitar a recuperação de ecossistemas danificados ou apenas

permitir que os ecossistemas se recuperassem por conta própria. Agora, é amplamente reconhecido que a intervenção humana na restauração de ecossistemas é um importante componente complementar dos esforços de conservação, dada a intensidade e extensão dos impactos humanos existentes e a necessidade de se substituir os serviços ecossistêmicos perdidos o mais rapidamente possível. A questão não é mais se devemos restaurar os ecossistemas, mas sim em que casos e até que ponto devemos intervir para facilitar a recuperação do ecossistema. E, quando se deve priorizar a restauração entre a gama de ações de conservação.

Os esforços de restauração têm sido criticados por minar os esforços de preservação de *habitats*, oferecendo uma oportunidade para compensar a destruição do habitat. No entanto, tenho certeza de que poucos ecologistas da restauração, se algum o faria, sugeririam a restauração como uma alternativa à preservação de habitats. Quando a casa de uma pessoa é assaltada, uma preocupação primordial é melhorar a segurança para que o ato não se repita, mas melhorar a segurança não diminui a necessidade de se substituir os itens roubados. Claro, pode não haver substitutos para certos itens, como fotografias ou outras lembranças, mas os proprietários normalmente fazem o seu melhor para recriar a casa como era antes do vandalismo. Da mesma forma, a conservação e a restauração não são mutuamente exclusivas, mas sim, ações complementares. Em geral, o campo da biologia da conservação tornou-se mais prático nos últimos anos (Hobbs et al. 2011); cada vez mais, são adotadas medidas para se manter os habitats existentes tanto proativamente (por exemplo, impedindo espécies invasoras de colonizar habitats existentes), quanto reativamente (por exemplo, removendo espécies invasoras).

Embora a restauração possa mitigar alguns impactos antropogênicos no mundo natural, ela será inútil se não for parte de um esforço maior para reduzir as causas da conversão de habitats, que são complexas e variam em todo o mundo (Geist et al. 2006). A população humana continua crescendo rapidamente, tendo aumentado em 1,6 bilhão de pessoas apenas nos últimos 20 anos e estamos adicionando aproximadamente 200.000 pessoas ao planeta a cada dia. Da mesma forma, altos níveis de consumo em lugares como os Estados Unidos e a Europa e os crescentes níveis de consumo em nações como China e Brasil aumentam os impactos humanos nos ecossistemas. Padrões complexos de comércio global e migração rural-urbana, bem como novas tecnologias, interagem para afetar padrões de uso do solo (Lambin e Meyfroidt 2011). Uma discussão detalhada sobre como se reduzir esses fatores de degradação e conversão de habitat está além do escopo do livro. No entanto, é fundamental reconhecer que a restauração ecológica deve fazer parte dos esforços multifacetados para se conservar os ecossistemas e, ao mesmo tempo, proporcionar meios de *subsistência* aos humanos. Uma ampla gama de abordagens é necessária não apenas para se conservar e restaurar ecossistemas e espécies, mas também para se garantir a sobrevivência da espécie humana que depende delas.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Clewell, Andre, and James Aronson. 2006. "Motivations for the restoration of ecosystems." *Conservation Biology* 20:420–28.

Discute minuciosamente uma série de motivações para restaurar ecossistemas danificados.

- Egan, David, Evan E. Hjerpe, and Jesse Abrams (eds). 2011. *Human Dimensions of Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.

Cada capítulo deste volume editado aborda diferentes aspectos e estudos de caso da participação humana em projetos de restauração.

- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) 2018. *Summary for Policymakers of the Assessment Report on Land Degradation and Restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES Secretariat.

Sintetiza esforços internacionais para fornecer uma revisão atual do estado do conhecimento sobre degradação e restauração.

DADAS as muitas motivações diferentes para a restauração (capítulo 1) e a ampla gama de estratégias utilizadas para se restaurar *ecossistemas*, não é de se surpreender que as definições de restauração também sejam amplas e variáveis. Nos primeiros anos de existência desse campo do conhecimento, houve uma forte distinção entre o termo restauração e outros termos que descrevem o *manejo* do ecossistema com diferentes objetivos. A *restauração* era usada para se referir aos esforços para se restaurar a *composição da comunidade a estrutura do ecossistema* e os *processos ecossistêmicos* “anteriores ao distúrbio” ou “históricos” (fig. 2.1). Em contraste, outros termos, como *reabilitação*, *recuperação ambiental* e *revegetação*, descreveram esforços para melhorar a condição de um ecossistema degradado, tipicamente com foco em processos ecossistêmicos específicos e *serviços ecossistêmicos*, como aumentar a produtividade das plantas, reduzir a erosão ou melhorar a qualidade da água, sem necessariamente haver um esforço para se recriar uma composição específica da comunidade (fig. 2.1, tabela 2.1; Bradshaw 1984).

Com o tempo, a definição de restauração continuou a evoluir e a ser objeto de amplo debate. A definição mais utilizada de restauração na literatura é da Sociedade de Restauração Ecológica (SER 2004, p. 3), ou seja, que “a *restauração ecológica* é o processo de auxiliar na recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”. Sob essa definição, a meta geral da restauração é se alcançar “um conjunto característico das espécies que ocorrem no ecossistema de referência e que proporcionam estrutura adequada da comunidade”. O objetivo ainda é colocar o ecossistema em uma *trajetória* de recuperação da composição da comunidade, estrutura e processos do ecossistema dentro da faixa histórica de variabilidade; mas há um reconhecimento crescente de que mesmo ecossistemas minimamente perturbados são variáveis ao longo do espaço e do tempo, de modo que não há um único ponto final (fig. 2.2; SER 2004; Palmer et al. 2006).

Os Padrões Internacionais para a Prática da Restauração Ecológica da SER, 2019 (Gann et al. 2019), uma tentativa recente de padronizar a terminologia, princípios e práticas de restauração, definem a *recuperação plena* como o “estado ou condição

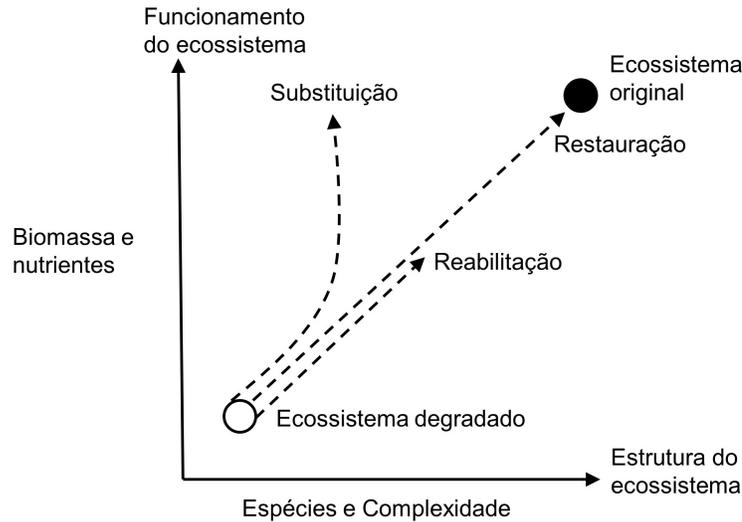


Figura 2.1: Visão clássica da restauração, onde a recuperação esperada segue uma trajetória linear em direção ao ecossistema original. Figura simplificada e adaptada de Bradshaw 1984.

em que todos os principais atributos do ecossistema se assemelham muito aos do modelo de referência”, reconhecendo que, de fato, há uma gama de estados dentro da variabilidade natural em vez de um único ponto final estático.

Suding et al. (2015) sugerem que, em vez de usar uma única definição, os projetos de restauração devem ser avaliados com base em quatro princípios, ou seja, se a restauração: (1) aumenta a integridade ecológica, (2) é sustentável em longo prazo (ou seja, não requer intervenção humana contínua), (3) é informada pelo passado e pelo futuro e (4) beneficia e engaja a sociedade. Eles afirmam que, se um projeto atende a todos esses princípios, então, é “restauração”, e se não, ele pode se encaixar em uma das outras definições, como *medidas compensatórias* ou reabilitação de *serviços ecossistêmicos*. Gann et al. (2019) afirmam que a prática de restauração ecológica deve (1) ser eficaz na restauração dos “valores” do ecossistema, (2) maximizar os resultados benéficos, minimizando a alocação de recursos e (3) engajar parceiros e *partes interessadas* (capítulo 3). Eles formam uma “família de atividades restauradoras”, que, como termos anteriores, variam ao longo de um contínuo no grau em que visam restaurar diferentes atributos do ecossistema.

Há uma ampla discussão sobre os termos utilizados para se distinguir o grau de intervenção humana no processo de recuperação. A *regeneração natural*, a restauração passiva e a regeneração espontânea referem-se à eliminação dos fatores de degradação, como agricultura ou pastagem, e a permitir que o ecossistema se recupere por meio da colonização natural de plantas e animais ao invés de se reintroduzir ativamente as espécies (Holl e Aide 2011; Gann et al. 2019).

Tabela 2.1: Definições de restauração e atividades relacionadas.

Termo	Definição	Referência
Restauração ativa ou Reconstrução	Uma abordagem de restauração onde há ampla intervenção humana para influenciar a taxa de recuperação, e a colonização da biota é em grande parte ou inteiramente dependente da ação humana.	Holl and Aide 2011, Gann et al. 2019
Regeneração assistida	Uma abordagem de restauração que se concentra em aproveitar ativamente qualquer capacidade natural de regeneração da biota remanescente no local ou nas proximidades.	Gann et al. 2019
Restauração ecológica	Recriação de ecossistemas funcionais nos quais plantas, animais e solo estão funcionando dentro da faixa normal de atividade, visando uma alta semelhança com o que havia antes.	Bradshaw 1984
Restauração ecológica	O processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído.	SER 2004
Restauração florestal e da paisagem	Um processo planejado que visa recuperar a funcionalidade ecológica e melhorar o bem-estar humano em paisagens desmatadas ou degradadas.	Reitbergen-McCracken et al. 2007
Mitigação	Uma série de ações adotadas para se minimizar os danos ambientais de um empreendimento ou ameaças a uma <i>espécie ameaçada</i> . As etapas incluem evitar projetos alternativos que seriam particularmente prejudiciais, modificar o projeto para minimizar impactos negativos na medida do possível e compensar impactos que não podem ser evitados por meio de <i>medidas compensatórias</i> .	Gann et al. 2019
Regeneração Natural ou Espontânea, Restauração Passiva	Uma abordagem de restauração que depende de incrementos espontâneos na biota sem a reintrodução direta após a simples remoção de fatores de degradação.	Holl and Aide 2011, Gann et al. 2019
Recuperação ambiental	Transformar terras severamente degradadas (por exemplo, antigos locais de minas ou terrenos baldios) em terras aptas para o cultivo ou em um estado adequado para algum uso humano. A ênfase é em devolver a área a uma condição ou trajetória útil do ponto de vista antropocêntrico.	Bradshaw 1984, Gann et al. 2019
Reflorestamento	Plantio de árvores em áreas que eram florestadas antes. As espécies utilizadas podem ser ou não nativas.	Gann et al. 2019
Reabilitação	Ações que visam restabelecer um nível de funcionalidade ecossistêmica onde a restauração ecológica não é almejada, mas sim a provisão de bens e serviços ecossistêmicos.	SER 2004, Gann et al. 2019
Revegetação	Estabelecimento, por qualquer meio, de plantas em sites, o que pode ou não envolver <i>espécies</i> locais ou <i>nativas</i> .	Gann et al. 2019
Renaturalização	Restaurar uma área ao seu estado não-cultivado ou "selvagem". Usado especialmente em referência à reintrodução de espécies de animais silvestres que foram expulsas ou exterminadas.	Corlett 2016

A *regeneração assistida* é uma abordagem intermediária de restauração que visa a facilitar o processo de recuperação em locais que mostram algum potencial de regeneração natural ao se realizar ações como a remoção de organismos nocivos ou a retomada de regimes de distúrbios ecológicos (Gann et al. 2019). *Restauração ativa* ou reconstrução (termo usado por Gann et al. 2019) refere-se a uma abordagem de restauração onde há ampla intervenção humana para acelerar a recuperação, muitas vezes reintroduzindo muitas ou todas as espécies.

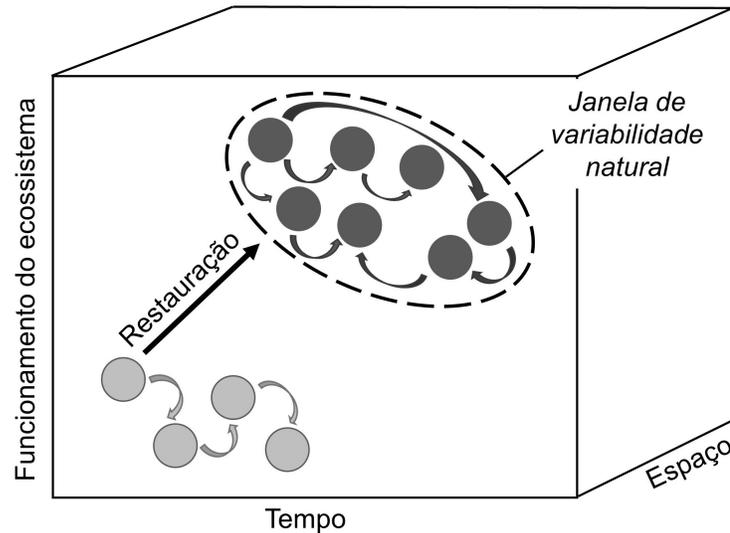


Figura 2.2: Uma visão mais dinâmica da recuperação do ecossistema. Todos os atributos dos ecossistemas naturais ou de referência (esferas cinza escuras) variam ao longo do tempo e do espaço dentro de uma janela de variabilidade natural (linha oval tracejada). Quando os ecossistemas saem dessa janela de variabilidade natural (esferas cinza-claras), a restauração visa conduzir o ecossistema de volta para uma trajetória em direção à janela natural ou histórica de variabilidade. Figura adaptada de Palmer, Falk e Zedler 2006.

À primeira vista, a diferença entre essas atividades parece clara, mas decidir onde atividades específicas de restauração se encaixam ao longo deste contínuo pode ser complicado (Gann et al. 2019). A remoção de uma barragem permite recuperação da floresta *ripária* por meio da regeneração natural, regeneração assistida ou restauração ativa? Esta atividade remove o impacto humano relacionado à restrição do fluxo de água, sem reintroduzir ativamente espécies, mas requer considerável intervenção humana e recursos. Autores discordam sobre se o combate de pragas equivale a eliminação de um fator de degradação para permitir a regeneração natural ou se é regeneração assistida.

Claramente, o grau de intervenção varia ao longo de um gradiente em vez de haver diferenças categóricas distintas e o que constitui regeneração natural versus regeneração assistida versus restauração ativa varia de acordo com os tipos de ecossistema e de distúrbios. A escolha da abordagem de restauração depende, em grande parte, da taxa de recuperação do ecossistema e dos objetivos específicos do projeto (Holl and Aide 2011; Gann et al. 2019). Por exemplo, a intervenção humana extensiva é mais apropriada em sistemas altamente degradados onde a regeneração natural não ocorreria dentro do tempo desejado.

POR QUE RESTAURAR UMA ÁREA DE VOLTA A UM ESTADO HISTÓRICO É TÃO DIFÍCIL?

O conjunto de definições de restauração discutidas acima reflete o fato de que definir o estado histórico ou faixa de variabilidade é desafiador e conseguir atingir esse estado é ainda mais difícil. Além disso, a restauração é realizada por uma série de diferentes razões em nosso mundo, que muda tão rapidamente ([capítulo 1](#)). Em muitos casos, o objetivo de se querer restaurar condições históricas ou anteriores aos distúrbios não é viável, e em alguns casos não é desejável, por razões discutidas abaixo.

A definição do modelo e o problema da síndrome de deslocamento da linha de referência

Como discutido anteriormente, os projetos de restauração muitas vezes visam restaurar um ecossistema a um estado anterior ao *distúrbio* humano. No entanto, a questão sobre qual estado temporal anterior deve ser escolhido é subjetiva (Aronson et al. 1995; Barak et al. 2016). Restauramos olhando para 50, 200 ou 1000 anos atrás? Nas Américas, é comum tentar restaurar os ecossistemas a um estado anterior à colonização europeia, mas este é um momento arbitrário, dado que os povos indígenas influenciaram essas paisagens por milhares de anos. Essa questão também é complicada na Europa, onde os registros indicam que os seres humanos manipularam ativamente os ecossistemas por milhares de anos (Backstrom et al. 2018). Nessas regiões, os *ecossistemas culturais tradicionais*, que se desenvolveram com práticas históricas de uso do solo, podem ajudar a informar o *modelo de referência* (Gann et al. 2019). Além disso, os ecossistemas não são estáticos e mudaram em resposta às flutuações no clima não-causadas pelo homem por décadas, séculos ou mais (Millar e Brubaker 2006). O momento específico selecionado afeta fortemente o alvo de restauração.

Se o objetivo da restauração é um estado histórico, um problema comum que causa confusão é a falta de informações detalhadas sobre como era o ecossistema. Se o modelo de referência ([capítulo 3](#)) é como o local era há uma ou duas décadas, então, informações detalhadas sobre a composição das espécies e processos ecossistêmicos devem estar prontamente disponíveis. Por outro lado, se um projeto de restauração nas Américas pretende restaurar de volta a um estado anterior à colonização europeia, o conhecimento sobre a composição das espécies na época depende em grande parte de registros limitados da história natural feitos pelos primeiros exploradores europeus e em casos raros, por relatos etnográficos e desenhos de povos indígenas. Caracterizar a composição de ecossistemas históricos em regiões com longos períodos de uso agrícola extensivo é quase impossível. Na melhor das hipóteses, pode-se obter uma visão geral de como o ecossistema era em vez de todos os detalhes necessários para se definir objetivos específicos de restauração.

Uma questão relacionada é o fato de que o que as pessoas percebem como um estado “histórico” ou “anterior ao distúrbio” é algo sujeito à interpretação humana (Backstrom et al. 2018). Com as mudanças sem precedentes na escala dos impac-

tos humanos nos ecossistemas nas últimas décadas ([capítulo 1](#)), é cada vez mais evidente que mesmo os ecossistemas considerados “intocados” ou “selvagens” estão mudando em resposta aos impactos antropogênicos que muitas vezes ocorrem devido a efeitos provenientes de locais distantes de um determinado ecossistema. À medida que isso acontece, nos acostumamos mais com o estado alterado, fenômeno conhecido como “síndrome de deslocamento da linha de referência” (Pauly 1995); em outras palavras, cada geração sucessiva de pessoas assume que o estado biológico diminuído é a norma, em vez de reconhecer que esse estado foi alterado por atividades humanas anteriores. Pauly (1995) descreveu originalmente a síndrome de deslocamento da linha de referência no contexto da pesca, onde os cientistas comparam os declínios dos peixes com a abundância no início de suas carreiras, sem considerar declínios históricos nas populações de peixes devido à pesca predatória ao longo de séculos. Pode-se pensar em inúmeros exemplos em que este é o caso, como a extinção histórica de muitas espécies da fauna devido ao desmatamento e à caça predatória séculos atrás ou mais recentemente, que, por sua vez, afetaram a dispersão e distribuição de espécies vegetais. Essas mudanças significam que *os restauradores* de cada geração sucessiva provavelmente diminuirão suas expectativas para a recuperação do ecossistema. A síndrome de deslocamento da linha de referência também dificulta se decidir se um sistema restaurado está retornando ao modelo de referência ([capítulo 3](#)) já que o ecossistema de referência está mudando ao mesmo tempo.

Impossibilidade de se controlar a trajetória de recuperação do ecossistema

Uma vez escolhido um modelo de referência para restauração, outro desafio é direcionar a trajetória de recuperação para o estado desejado. Mesmo em sistemas minimamente impactados pelo homem, a recuperação do ecossistema é muitas vezes altamente variável e imprevisível ([capítulo 5](#)), em vez de ser uma trajetória linear de recuperação a qual muitas vezes é assumida ([fig. 2.1](#)). Flutuações climáticas interanuais, distúrbios naturais (por exemplo, fogo e enchentes) e raros eventos de dispersão de longa distância afetam as espécies que se estabelecem. Por exemplo, as espécies que colonizam e sobrevivem nos primeiros anos de restauração da floresta seca são determinadas por quais plantas dispersam suas sementes, pela quantidade de chuva em cada ano, se um incêndio atinge o local e por um número infinito de outros fatores. A trajetória do ecossistema nos anos seguintes é afetada por quais espécies se estabelecem inicialmente, bem como pela variação contínua em variáveis climáticas, distúrbios naturais e outros eventos estocásticos. Isso resulta no que Hilderbrand et al. (2005) se referiram como o “mito da cópia de carbono” na restauração. Em outras palavras, podemos investir recursos consideráveis para restaurar as condições *abióticas* e introduzir espécies desejadas, mas é impossível controlar todas as muitas variáveis em múltiplas escalas espaciais e temporais que influenciam a trajetória de recuperação do ecossistema e recriar exatamente um ecossistema anterior.

Falta de recursos e conhecimento

Bilhões de dólares são gastos globalmente em restauração a cada ano, mas nunca haverá recursos suficientes para se realizar todo o trabalho de restauração necessário. A limitação de recursos dificulta o apoio a projetos ao longo dos vários anos necessários para se garantir que os ecossistemas resultantes se assemelhem ao estado histórico selecionado. Há uma série de projetos de alto nível e com financiamento adequado, como a restauração de 100 quilômetros do rio Kissimmee, na Flórida, que custou aproximadamente US \$ 800 milhões (estudo de caso do rio Kissimmee). A maioria dos projetos de restauração, no entanto, são realizados com recursos limitados e são frequentemente apoiados por mão-de-obra voluntária. Sempre haverá um balanço entre o que é desejável e o que é viável dada a disponibilidade de recursos.

Da mesma forma, a falta de conhecimento limita nossa capacidade de restaurar totalmente os ecossistemas. Nossa compreensão de como restaurar muitos ecossistemas avançou substancialmente nas últimas décadas através de uma combinação de estudos científicos e aprendizados com nossos sucessos e fracassos em projetos de restauração. No entanto, grandes lacunas em nosso conhecimento permanecem abertas sobre as complexas interações entre fatores abióticos e bióticos em quase todos os ecossistemas e sabemos ainda menos sobre como os restaurar. Pode-se fazer uma analogia adequada com “*Humpty Dumpty*”¹: como assim seria com um ovo, é muito mais fácil destruir um ecossistema do que o restaurar. O ato de tentar restaurar os ecossistemas é o teste final de nossa compreensão de como eles funcionam (Bradshaw 1987).

Metas conflitantes

À primeira vista, restaurar um ecossistema de volta a uma trajetória histórica específica parece relativamente incontestado em termos de meta ecológica, mas frequentemente surgem conflitos em relação ao estado desejado do ecossistema ou espécies-alvo desejadas. À medida que os ecossistemas se recuperam, eles passam por um processo de sucessão (capítulo 5), durante o qual espécies adaptadas a distúrbios tornam-se menos comuns e outras espécies tornam-se mais abundantes. Da mesma forma, ações ativas de restauração favorecerão algumas espécies em detrimento de outras. Por exemplo, como descrito no estudo de caso da Remoção de Tamarix a remoção dessas árvores (*Tamarix* spp.), invasora e exótica, para reduzir a transpiração de água e restaurar a vegetação ripária nativa tem sido altamente controversa, porque afeta negativamente uma ave em extinção, a Maria-fibiu (*Empidonax traillii extimus*), que faz ninhos em Tamarix. No entanto, metas ecológicas conflitantes são apenas parte do desafio.

À medida que a escala da influência humana na paisagem e dos projetos de restauração que estão sendo realizados aumenta, é essencial manter o equilíbrio entre uma série de metas ecológicas, socioeconômicas e culturais da restauração.

¹ Humpty Dumpty é um ovo que cai do muro e tanto os cavalos quanto os homens do rei não conseguem consertá-lo (das histórias de Lewis Carroll).

Esse reconhecimento está incorporado em algumas definições recentes de restauração, que consideram explicitamente o bem-estar humano como um componente crítico das metas da restauração ecológica (Reitbergen-McCracken et al. 2007; Suding et al. 2015). Na escala local, isso pode significar selecionar espécies de árvores exóticas que são valorizadas pelas comunidades locais pela produção de frutas ou madeira como parte das opções de plantio para restauração de florestas tropicais, em vez de usar apenas espécies de árvores nativas. Na escala da paisagem, significa empregar um conjunto de abordagens para aumentar o valor do *habitat* para humanos e outras espécies. Por exemplo, a *restauração florestal e da paisagem* em mosaicos da agricultura tropical, muitas vezes, inclui um conjunto de práticas de manutenção e restauração da diversidade em florestas remanescentes, restauração de terras agrícolas de baixa produtividade que são importantes para minimizar a erosão e inundações e aumento e diversificação da cobertura arbórea em terras agrícolas ativamente utilizadas. Esses arranjos entre metas resultam em ecossistemas que não visam replicar condições históricas em toda a paisagem.

Debate sobre ecossistemas novos

No século XXI, os ecossistemas são cada vez mais compostos por conjuntos de espécies não-históricas ou novas (ou seja, combinações e abundâncias relativas de espécies que não eram observadas na história humana recente) devido a mudanças ambientais antropogênicas, conversão de terras, invasões e extinções de espécies ou uma combinação desses fatores (Hallett et al. 2013). Por exemplo, na Califórnia, as árvores de eucalipto, que são exóticas, agora fornecem um importante habitat no inverno para borboletas monarcas nativas (*Danaus plexippus*), cujas populações estão em declínio rápido. Esses novos agrupamentos de espécies e a síndrome de deslocamento da linha de referência dos ecossistemas complicam ainda mais a discussão sobre como se definir e direcionar os esforços de restauração. Hobbs et al. (2009) afirmam que os ecologistas da restauração precisam considerar cuidadosamente as opções de *manejo* e as metas de restauração, dependendo da extensão das mudanças em um determinado ecossistema e se o sistema passou por um limiar onde restaurar visando um estado histórico seria extremamente desafiador e iria requerer um uso intensivo de recursos. Nesses casos, eles argumentam que seria sábio aceitar, como uma meta mais razoável, a meta de um *ecossistema novo* que “retém características do sistema histórico, mas cuja composição ou funcionamento agora estão fora da faixa histórica de variação” (Hobbs et al. 2009, 601). Eles afirmam que almejar um estado novo em alguns casos permite uma alocação mais efetiva de recursos para outros projetos onde a restauração para um estado dentro da faixa histórica de variação é mais provável.

Esta proposta de incluir ecossistemas novos como meta de restauração viável tem recebido forte oposição de alguns. Murcia et al. (2014) argumentaram que essa redefinição da restauração cria muita ambiguidade e fornece justificativa para que governos e outros que realizam a restauração considerem praticamente qualquer manejo do ecossistema como sendo restauração, minando assim os recentes compromissos de restauração em larga escala. Eles também argumentam que não

existem limites claros para se definir quando um ecossistema pode ou não ser restaurado dentro do intervalo da variação histórica.

Higgs et al. (2014) fornecem um meio termo para o papel da história na orientação da restauração. Eles argumentam que ainda precisamos considerar a composição do ecossistema anterior na escolha de um modelo de referência, mas que o papel dos estados históricos está mudando dada a extensão das mudanças ambientais. Eles sugerem que os dados históricos podem fornecer informações de referência, nos dizer como os ecossistemas mudaram ao longo do tempo e servem como um guia para os esforços de restauração, mas que muitas vezes não é realista ou pragmático tentar restaurar uma cópia de um estado anterior, particularmente se não estiver ligado ao bem-estar humano. Muitos outros autores (por exemplo, Suding et al. 2015; Falk 2017; Gann et al. 2019) concordam que a seleção de uma meta para restauração exigirá um equilíbrio delicado entre entender o passado e reconhecer as condições atuais e futuras.

APLICANDO DEFINIÇÕES NA PRÁTICA

O debate sobre definições adequadas e metas amplas para a restauração continua, em grande parte, na literatura acadêmica, com pouca probabilidade de resolução. Ao mesmo tempo, os formuladores de políticas e restauradores continuam a usar o termo “restauração” para se referirem a uma série de metas e ações de manejo. Esforços para esclarecer termos são valiosos e importantes em um contexto político, mas padronizar completamente o uso de termos, como restauração ecológica ou restauração florestal e da paisagem, é impossível. Assim, como discuto no [capítulo 3](#), é fundamental que os envolvidos definam claramente as metas e os *objetivos* específicos do projeto para cada iniciativa global e projetos locais de restauração. Por exemplo, a meta de um projeto específico de restauração florestal é restaurar a cobertura histórica das plantas nativas, fornecer habitat para uma espécie de ave ameaçada, minimizar a erosão, fornecer renda para proprietários de terras, sequestrar carbono, reduzir as populações de espécies invasoras, ou mais de uma das metas anteriores? Afirmar explicitamente essas metas é fundamental para a transparência e honestidade sobre os potenciais benefícios e consequências negativas de um projeto, para selecionar os métodos de restauração mais adequados e avaliar se os objetivos foram alcançados ([capítulo 3](#)).

Outro ponto evidente é que escolher um *modelo de referência* que a restauração pretende alcançar é uma decisão subjetiva e carregada de valores (Backstrom et al. 2018). Não há um modelo de referência “claro” e “correto”. A maioria dos ecologistas da restauração concordaria que a composição histórica das espécies e as funções ecossistêmicas deveriam ser consideradas na definição do modelo de referência para um projeto, mas metas ecológicas específicas devem ser equilibradas com muitas outras considerações discutidas acima. O que é certo é que diferentes partes interessadas terão opiniões variadas sobre metas da restauração e o modelo de referência adequado; estes devem ser discutidos minuciosamente no início se houver alguma esperança de uma visão clara e de sucesso em longo prazo dos esforços de restauração.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Bradshaw, Anthony D. 1987. "Restoration: An acid test for ecology." In *Restoration Ecology*, edited by William R Jordan, III, Michael Gilpin and John D Aber, 23-29. Cambridge: Cambridge University Press.

Fornece uma perspectiva histórica sobre a ecologia da restauração.

- Gann GD, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson CR, Jonson J, Hallett JG, Eisenberg C, Guariguata MR, Liu J, Hua F, Echeverría C, Gonzales E, Shaw N, Decler K, Dixon KW (2019) *International principles and standards for the practice of ecological restoration*. Second edition: November 2019. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. 20005 U.S.A.

Fornece a mais recente síntese de terminologia, princípios e padrões de restauração que foram endossados pela Sociedade de Restauração Ecológica, a sociedade profissional da ecologia da restauração.

- Higgs, Eric, Donald A Falk, Anita Guerrini, Marcus Hall, Jim Harris, Richard J Hobbs, Steven T Jackson, Jeanine M Rhemtulla, and William Throop. 2014. "The changing role of history in restoration ecology." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12:499–506.

Apresenta uma discussão reflexiva de como o papel da história está mudando na ecologia da restauração, dado os impactos antropogênicos onipresentes.

- Hilderbrand, Robert H, Adam C Watts, and April M Randle. 2005. "The myths of restoration ecology." *Ecology and Society* 10:19.

Fornece um resumo e uma crítica a cinco premissas diferentes sobre as quais a maioria dos projetos de ecologia de restauração se baseiam.

- Hobbs, Richard J., Eric Higgs, and James A Harris. 2009. Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24:599–605.

Introduz o conceito de ecossistemas novos.

- Murcia, Carolina, James Aronson, Gustavo H Kattan, David Moreno-Mateos, Kingsley Dixon, and Daniel Simberloff. 2014. "A critique of the 'novel ecosystem' concept." *Trends in Ecology & Evolution* 29:548–553.

Descreve as preocupações dos autores sobre o conceito de novos ecossistemas.

EXISTE uma infinita gama de projetos de restauração. As pessoas desenvolvem projetos por uma variedade de razões, que vão desde requisitos legais até o desejo pessoal de contribuir com a sociedade ([capítulo 1](#)). Exemplos incluem agências governamentais com a missão de melhorar terras públicas, empresas privadas que cumprem a legislação ambiental e grupos comunitários que buscam melhorar seu ambiente local. Tais projetos podem variar em escala de alguns metros quadrados dentro de um quarteirão da cidade a milhares de hectares, como o projeto de restauração do Rio Kissimmee na Flórida (estudo de caso do rio Kissimmee).

Independentemente do tamanho, complexidade ou motivação por trás de um projeto, para ser bem-sucedido, ele deve ser cuidadosamente planejado. Neste capítulo, resumo os pontos principais a serem considerados no planejamento do projeto de restauração ([fig. 3.1](#)) e conduzo os leitores para Rieger et al. (2014), que fornecem maiores detalhes sobre o processo de planejamento. Discuto o ciclo de *manejo adaptativo* e o *monitoramento* em detalhes no [capítulo 4](#) e discuto métodos para restaurar condições *abióticas* e *bióticas* específicas nos capítulos subsequentes.

ENGAJAMENTO DAS PARTES INTERESSADAS

As *partes interessadas* são indivíduos, grupos ou organizações que têm interesse em uma atividade de restauração, geralmente porque têm algo a ganhar ou perder com isso. As partes interessadas geralmente incluem *gestores de recursos naturais*, grupos industriais, proprietários de terras na vizinhança, agricultores, grupos indígenas, agências governamentais com jurisdição sobre a terra ou hidrovia, usuários recreativos e cientistas (veja o estudo de caso do Rio Sacramento com uma lista de exemplos de partes interessadas). A maioria dos projetos tem uma diversidade de partes interessadas e projetos maiores normalmente têm mais partes interessadas do que os menores. Alguns projetos obrigatórios, como a recuperação de minas, podem ter apenas algumas partes interessadas, como o governo e a empresa que trata da limpeza.

Embora possa ser difícil atender a todos os desejos e preocupações das partes interessadas, estabelecer um fórum aberto, respeitoso e transparente para a participação das partes interessadas torna mais provável que múltiplas necessidades ecológicas e sociais possam ser atendidas, aumentando as chances de sucesso da restauração em longo prazo. Além disso, engajar as partes interessadas nos esforços de restauração é importante para obter apoio de fundos públicos de financiamento e para a aprendizagem colaborativa.

As partes interessadas precisam estar engajadas desde o início e muitas vezes durante todo o processo de planejamento. Identificar conflitos e acordar as metas antecipadamente permite que os planejadores de projetos evitem armadilhas que possam atrapalhar projetos bem planejados. Os líderes do projeto devem fazer uso do conhecimento e experiência das partes interessadas e esclarecer possíveis mal-entendidos assim que surgirem (Walker et al. 2006). Os líderes que incentivam um grupo diversificado de partes interessadas a participar desde o início nas tomadas de decisão e, ao longo do projeto, geralmente descobrem que seus projetos não só funcionam de forma mais tranquila, mas que o projeto é mais bem sucedido. Por exemplo, Derak et al. (2018) descrevem um projeto bem-sucedido de restauração de florestas no norte do Marrocos que inclui mais de 60 partes interessadas de diversas idades, gêneros, níveis de instrução e origens sociais e profissionais no processo de planejamento, implantação e monitoramento. As partes interessadas começaram discutindo abertamente as opções de uso do solo e priorizando ações de restauração que maximizaram os *serviços ecossistêmicos* e, em seguida, envolveram-se no planejamento de logística e plantio do projeto. Dois anos após a implantação do projeto, a sobrevivência das árvores e o estabelecimento da vegetação natural estavam elevados, não houve vandalismo no local e os participantes do projeto relataram os benefícios do envolvimento social e da aprendizagem de novas informações sobre *manejo e restauração florestal*.

Em contraste, os primeiros esforços para se restaurar a mata ciliar ao longo do rio Sacramento, Califórnia, foram recebidos com a oposição de agricultores que estavam preocupados com o aumento das enchentes e com a disseminação de plantas e animais considerados pragas agrícolas, bem como com a perda de terras agrícolas (estudo de caso do rio Sacramento). Isso levou o conselho consultivo local a votar para reduzir pela metade a área designada para conservação e restauração de matas ciliares e os governos locais instituíram regulamentações ainda mais rigorosas para proteger os proprietários de terras de potenciais efeitos negativos de áreas de restauração próximas. Nos últimos anos, as organizações de conservação que trabalham para restaurar o rio Sacramento criaram comitês consultivos para facilitar o diálogo durante todo o processo de planejamento e implantação da restauração, que promoveu avanços científicos e aumentou o sucesso da restauração (estudo de caso do rio Sacramento). O estudo de caso dos manguezais asiáticos fornece um exemplo claro de quão significativo é o contínuo engajamento da comunidade local, sendo um fator primário determinante para os resultados da restauração. Quando a comunidade local esteve envolvida durante todo o processo de planejamento e implantação, a sobrevivência das árvores plantadas foi,

em geral, alta, mas nos casos em que as árvores foram plantadas por organizações externas sem envolver a comunidade, houve mínima manutenção contínua e baixa sobrevivência das árvores.

As partes interessadas podem estar envolvidas de várias maneiras. Muitas vezes, o envolvimento começa com reuniões públicas ou com a criação de um fórum para a troca de informações com clara representação de todos os grupos específicos de partes interessadas. Em alguns casos, é usada uma abordagem de tomada de decisão mais formal e estruturada que envolve uma série de ferramentas analíticas para orientar tomadores de decisão através de um processo transparente de planejamento. Por exemplo, Guerrero et al. (2017) descrevem um processo de planejamento em várias etapas para definir prioridades para o financiamento público para restaurar a vegetação em 800 áreas protegidas em Queensland, Austrália. O primeiro passo foi a pesquisa com um grande número de partes interessadas para entender suas prioridades, que foi seguida por uma oficina de trabalho com um subconjunto de partes interessadas determinantes na sintetização e refinamento dessas prioridades. Como etapa final, eles utilizaram uma ferramenta de apoio à decisão para comparar vantagens e desvantagens de metas e priorizar investimentos em ações de restauração.

Garcia (2017) descreve outra abordagem usando jogos de simulação com a finalidade de se alcançar um consenso entre as partes interessadas para manejar de forma sustentável florestas na Bacia do Congo. As partes interessadas (por exemplo, empresas madeireiras com certificação do FSC - Forest Stewardship Council, organizações não-governamentais internacionais, representantes da comunidade local, funcionários do governo) participaram de jogos que lhes pediam que tomassem decisões sobre quais os tipos de ações de manejo florestal aplicar e quais áreas proteger; em seguida, eles compararam os resultados financeiros da venda de madeira, dos benefícios para as comunidades locais e da conservação florestal. Explorar diversos cenários ajudou a ilustrar conceitos e implicações, resultando em vários pontos de consenso ao final da oficina de três dias.

Independentemente da abordagem, Walker et al. (2006) enfatizaram a importância de se tornar o processo aberto ao maior número possível de partes interessadas, valorizando a entrada de cada participante e incorporando suas ideias de forma significativa e transparente. Incentivar grupos e indivíduos com interesses diversos a conversar cara a cara para a tomada de decisões é demorado, mas pode garantir que um projeto seja desenhado para ter sucesso.

DEFINIÇÃO DE METAS

Um passo crítico no início do processo de planejamento é definir as *metas* do projeto de restauração o mais especificamente possível (fig. 3.1). Isso pode parecer óbvio, mas muitos projetos ignoram esse importante passo, avançando com metas pouco claras ou vagas que fornecem pouca orientação aos responsáveis por sua implantação e posterior avaliação (Lockwood e Pimm 1999). Metas excessivamente amplas podem levar a expectativas conflitantes entre as partes interessadas. Por

exemplo, se a meta declarada é “restaurar três hectares de campos nativos”, isso poderia ser interpretado de várias maneiras diferentes, como restaurar campos nativos para: (1) aumentar a cobertura de espécies vegetais nativas; (2) aumentar a população de um inseto nativo ameaçado de extinção; (3) reduzir a biomassa vegetal para minimizar o risco de incêndio; (4) aumentar o teor de carbono dos solos; (5) melhorar a cobertura de gramíneas nativas que são fontes de alimento para povos indígenas; (6) alguma combinação de 1-5; ou (7) uma meta totalmente diferente.

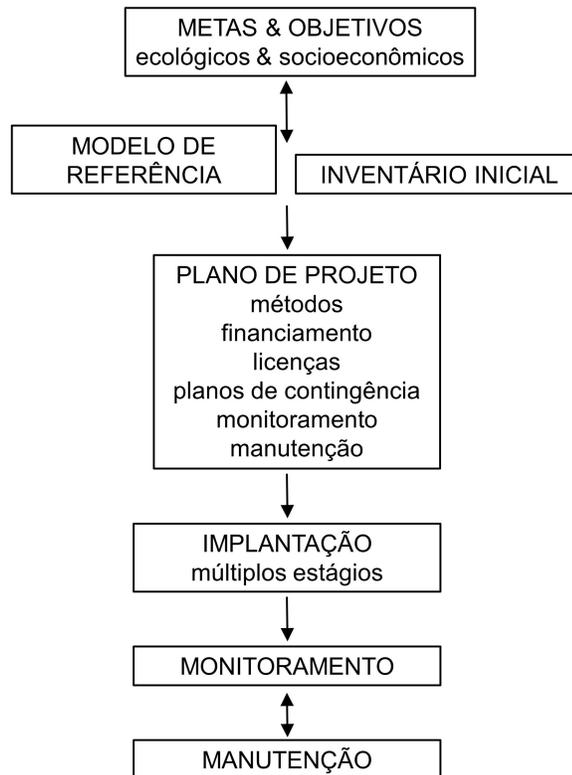


Figura 3.1: Etapas do planejamento e implantação de projetos de restauração.

Projetos de restauração podem ter múltiplas metas para restaurar um determinado tipo de hábitat, mas raramente é possível maximizar simultaneamente todas elas, já que muitas vezes entram em conflito. Por exemplo, se um projeto de campo nativo visa aumentar o crescimento vegetativo para maximizar a estocagem de carbono, isso também pode aumentar o risco de incêndio. Da mesma forma, as espécies vegetais desejadas por um grupo indígena podem não ser as mesmas espécies que são necessárias pelo inseto ameaçado de extinção. Por isso, é importante estabelecer metas detalhadas no início do processo de planejamento,

a fim de minimizar conflitos, selecionar estratégias de restauração adequadas e poder avaliar o sucesso posteriormente.

Muitos projetos têm metas sociais, como criação de empregos, educação ambiental, aumento de oportunidades de lazer e envolvimento da comunidade, o que deve ser claramente declarado. O Movimento *Greenbelt* no Quênia, liderado pelo ganhador do Prêmio Nobel Wangari Maathai, encorajou mulheres a produzirem mudas e plantarem árvores com o objetivo de minimizar a erosão, melhorar o armazenamento de água e fornecer alimentos e lenha, bem como empoderar mulheres e promover a democracia participativa (*Greenbelt Movement* n.d.). Da mesma forma, muitos projetos de restauração urbana visam reconectar e educar crianças e adultos sobre a história natural do local onde vivem.

Tabela 3.1: Objetivos e metas selecionados para a restauração da pradaria costeira e do habitat de área úmida de água doce em uma reserva costeira de 29 ha na costa central da Califórnia, EUA (estudo de caso da Younger Lagoon).

Meta	Objetivo	Momento da avaliação	Ação caso a meta não seja atingida
Restaurar a vegetação nativa do campo costeiro	4 ou mais espécies de plantas nativas estabelecidas por transecto e $\geq 10\%$ de cobertura nativa.	2 anos após o plantio	Realizar plantio adicional e controle de ervas ruderais.
	6 ou mais espécies vegetais nativas estabelecidas por transecto, $\geq 25\%$ de cobertura nativa, evidência de recrutamento natural de espécies nativas.	A partir de 5 anos após o plantio	Realizar plantio adicional e controle de ervas ruderais. Consultar o comitê científico.
Remover todas as ervas ruderais de alta prioridade	Nenhuma erva ruderal de alta prioridade no local.	3 anos após o início do projeto	Continuar o controle de ervas ruderais e considerar métodos alternativos.
Restaurar a hidrologia da área úmida	Restaurar a vazão hídrica da área úmida 2 para a área úmida 1.	1, 2 e 3 anos após a instalação do desvio	Melhorar a estrutura de desvio
Oferecer oportunidade de interpretação para os visitantes dos centros de visitação marinha próximos	Oferecer passeios guiadas por monitores duas vezes por mês.	Contínuo	Aumentar a frequência de passeios.
Proteger o habitat nativo, a vida selvagem e os esforços de pesquisa e restauração	Eliminar todos os animais domésticos do local, exceto cães-guia e afins.	Contínuo	Aumentar a divulgação e a educação visitantes da reserva, acionar o departamento de polícia em casos de violações.

Uma vez que as metas gerais que fornecem direção e visão para o projeto tenham sido acordadas, elas devem ser sincronizadas com *objetivos* mensuráveis (Gann et al. 2019), que também são comumente referidos como metas SMART ou critérios de desempenho. Os objetivos devem ser específicos (S), mensuráveis (M), alcançáveis (A) - dadas as restrições e recursos disponíveis existentes, relevantes (R) - para avaliar se as metas mais amplas são alcançadas e ter um prazo claro (T) para conclusão. Restaurar a cobertura de plantas nativas em campos é

uma meta aceitável, mas não fornece nenhuma informação sobre quando e quanto da cobertura nativa deve ser restaurada, ambas as informações são importantes para se determinar se o projeto foi bem-sucedido. Um objetivo sincronizado com essa meta pode ser alcançar 30% de cobertura vegetal nativa dentro de três anos e 50% de cobertura vegetal nativa dentro de 10 anos. Da mesma forma, um objetivo social pode ser um mínimo de 10 visitas de campo por escolas locais de ensino fundamental e médio a cada ano. A tabela 3.1 fornece exemplos adicionais de metas e objetivos associados para o estudo de caso da Younger Lagoon.

Metas e objetivos devem ser definidos no início do processo de planejamento. Isso deve ser feito simultaneamente com o desenvolvimento de um modelo de referência e a realização de um inventário inicial e levantamento das restrições à restauração no local do projeto, para garantir que sejam alcançáveis e razoáveis. Uma vez acordados os modelos de referência com o grupo de planejamento e realizadas as pesquisas iniciais e avaliações de áreas, novas informações ou restrições imprevistas podem exigir a revisão dos objetivos originais do projeto.

DESENVOLVENDO UM MODELO DE REFERÊNCIA

Estabelecer metas e objetivos específicos requer a escolha de um *modelo de referência* ou *ecossistema* de referência para que o(s) hábitat(s) seja(m) restaurado(s) (fig. 3.1). Um modelo de referência representa o objetivo aproximado para a restauração e deve basear-se na compreensão dos processos biofísicos e interações ecológicas em um determinado ecossistema (capítulo 5 e capítulo 6; Clewell e Aronson 2013). Gann et al. (2019) esclareceram que o modelo de referência “visa caracterizar como seria a condição do ecossistema se não tivesse sido degradado, ajustado conforme necessário para acomodar condições bióticas ou ambientais alteradas ou previstas”; este modelo é desenvolvido a partir de múltiplas fontes de informação sobre condições passadas, presentes e futuras previstas no local e locais semelhantes na região. Os gestores de projetos devem se perguntar se o modelo de referência ideal se aproxima de como o ecossistema era há um século, das melhores *áreas de referência* disponíveis nas proximidades ou de um conjunto de espécies bem adaptadas às condições atuais e futuras. Para algumas metas, como melhorar a qualidade da água, existem normas publicadas que podem direcionar objetivos. Essas normas definem quais concentrações de certos produtos químicos são seguras para humanos e algumas espécies da fauna. No entanto, como discutido no capítulo 2, a escolha de um modelo de referência adequado para atender aos objetivos do projeto é, na maioria dos casos, complicada e envolve subjetividade. Recomendo a utilização de muitas fontes de informação diferentes e levantamento de informações de partes interessadas, *restauradores* e outros com experiência no tipo ecossistema sendo restaurado.

Dados históricos são potenciais fontes de informação para o modelo de referência. Se a área sofreu distúrbio recentemente, então os dados da área antes desse *distúrbio* são particularmente úteis. Em muitos casos, no entanto, esses dados não estão disponíveis. Determinar como era um ecossistema 50 anos atrás, 100 anos

ou mais requer trabalho de um detetive ecológico para juntar informações de fontes variadas (Egan e Howell 2001; Clewell e Aronson 2013). Documentos escritos, como notas de pesquisa de campo, listas de espécies, revistas de história natural, artigos de pesquisa, floras e faunas e relatórios inéditos podem ser fontes valiosas de informação.

Histórias orais que documentam o *conhecimento ecológico tradicional* e o *conhecimento ecológico local* (também chamados de “conhecimento indígena e local”) de pessoas que viveram em uma região por longos períodos podem ser informativas (Upreti et al. 2012; Potts et al. 2018; Gann et al. 2019). Essas pessoas muitas vezes têm conhecimento detalhado da composição histórica das espécies e de como manejar os ecossistemas para facilitar a sua *recuperação* com base em sua própria experiência. Por exemplo, Wehi (2009) revisou mais de 2500 ditados ancestrais do povo Maori na Nova Zelândia e descobriu que 9,4 % referiam-se a espécies de plantas terrestres, fornecendo informações valiosas sobre suas necessidades de hábitat, interações com animais e práticas de manejo anteriores. Mamun (2010) descreveu como o conhecimento dos pescadores locais sobre o movimento dos peixes e a seleção de habitats pode ser usado para melhorar a restauração de habitats costeiros em Bangladesh. O conhecimento ecológico local fornece insights importantes sobre o ecossistema e engaja as comunidades locais no processo de restauração.

Fotografias históricas, mapas e obras de arte fornecem uma representação visual do local em um momento anterior. Espécimes de museus e amostras de pólen oferecem evidências de quais espécies estavam presentes em um local no passado e anéis de crescimento de árvores fornecem informações sobre condições climáticas pretéritas. Algumas pessoas até usam depósitos de coprólitos ratos, que podem preservar sementes e ossos de animais por centenas ou até milhares de anos em áreas áridas. Nenhuma dessas fontes fornece uma imagem tão completa de um ecossistema como dados contemporâneos, mas, quando disponíveis, todos eles podem ajudar a formar o modelo de referência.

A maioria dos projetos de restauração usa dados de *áreas de referência* relativamente intactas e próximas, com condições semelhantes às de onde o projeto de restauração será implantado, como fonte de informação para o modelo de referência. Essas áreas são tipicamente selecionadas por consultas a especialistas ou se olhando fotografias aéreas históricas para selecionar locais que sofreram menos impactos humanos. Para se definir objetivos de restauração, recomendo fortemente o uso de dados de várias áreas de referência, coletados repetidamente ao longo de vários anos, para incorporar variações espaciais e temporais naturais (White and Walker 1997). As áreas de referência geralmente servem de base para uma meta mais realista a ser alcançada dadas as mudanças irreversíveis que ocorreram, como invasões de espécies e *extinções*. Por exemplo, mesmo campos altamente diversos da Califórnia atualmente têm mais de 50 % de cobertura de gramíneas e herbáceas de folhas largas exóticas, o que significa que um objetivo de cobertura de 100 % com *espécies nativas* não é realisticamente alcançável na maioria dos casos.

Dadas as mudanças climáticas globais e outros impactos antropogênicos, está tornando-se cada vez mais importante considerar possíveis condições futuras ao se desenvolver um modelo de referência. Os estados futuros são difíceis de prever, por isso, muitas vezes, modelos de padrões climáticos futuros, fluxos hidrológicos e distribuições de espécies são usados para compor o modelo de referência e o plano de projeto, para garantir que o projeto tenha sucesso em condições futuras. Como exemplo, Veloz et al. (2013) usam modelos de elevação do nível do mar para orientar a restauração futura das áreas úmidas da Baía de São Francisco e mais efetivamente restaurar o hábitat para várias *espécies ameaçadas* de aves de zonas entre marés. Os restauradores estão considerando cada vez mais as condições climáticas futuras na seleção de espécies e *ecótipos* para restauração (capítulo 9). Da mesma forma, diferentes estratégias estão sendo consideradas no planejamento para maior sobrevivência em projetos de restauração de corais, como a seleção de ecótipos de corais e/ou suas algas associadas, que são adaptados a temperaturas mais altas e aclimatando-os às temperaturas elevadas, antes da implantação (van Oppen et al. 2015).

ANÁLISE DAS CONDIÇÕES EXISTENTES

Outro passo importante no planejamento do projeto é analisar as condições existentes que afetarão e restringirão os esforços de restauração dentro e fora do local e resolver essas restrições na medida do possível; isso deve ser feito em paralelo com a definição de metas e de um modelo de referência. Um primeiro passo é realizar um *inventário inicial* para avaliar as condições abióticas e bióticas atuais da área a ser restaurada (fig. 3.1). Essas informações servem como ponto de referência para o planejamento da restauração e para avaliar posteriormente o progresso do projeto de restauração. As condições abióticas tipicamente avaliadas incluem química do solo e da água, fluxos hidrológicos, variabilidade topográfica e condições microclimáticas. As condições bióticas geralmente incluem a composição e abundância de *espécies nativas* e *exóticas* no local, muitas vezes, com ênfase em *espécies-alvo* para o projeto de restauração. Mapas detalhados do local, que incorporam heterogeneidade espacial em condições abióticas e bióticas (por exemplo, tipo de solo, profundidade para águas subterrâneas, distribuição de espécies), ajudarão a orientar o projeto. Por exemplo, os planos de restauração ripária ao longo do rio Sacramento incluem dados de base sobre a variabilidade dentro da área no tipo de solo e profundidade do lençol freático as espécies de campos naturais e savanas são usadas em áreas com solos arenosos e lençol freático profundo, enquanto espécies de matas ciliares são plantadas em solos férteis lençol freático raso (estudo de caso do rio Sacramento). Também é importante avaliar fatores fora do local de restauração que influenciam a recuperação, como entradas de água e nutrientes e potenciais fontes de *propágulos* da flora de novos organismos da fauna na paisagem (capítulo 5 e capítulo 6).

O inventário inicial das condições dentro e ao redor da área ajuda a compreender quais metas e objetivos são viáveis e o grau de intervenção necessário para

os alcançar. Por exemplo, se as condições abióticas são apenas moderadamente perturbadas e as espécies desejadas estão presentes no local ou em ecossistemas próximos, pode ser mais econômico usar uma abordagem de *regeneração natural* para se restaurar o sistema. Por outro lado, se as espécies invasoras estiverem por toda parte, os planejadores precisarão selecionar métodos para remover essas espécies e reintroduzir espécies nativas.

Avaliar desde o início as restrições futuras, em curso e potenciais pode orientar as decisões sobre como abordar, compensar ou se adaptar às limitações específicas de uma área (Gann et al. 2019). É fundamental resolver maiores distúrbios existentes no ecossistema (por exemplo, depósito elevado de nutrientes vindos de fora do local, *hidrologia* alterada, fontes próximas de espécies invasoras) antes de realizar a restauração para aumentar a probabilidade de sucesso e reduzir a necessidade de *manutenção* contínua do ecossistema. Quando não é viável resolver essas maiores restrições, a recuperação completa é improvável e as metas do projeto devem refletir esse ponto. Por exemplo, restaurar o *regime hídrico* histórico e o padrão do canal fluvial em córregos urbanos raramente é viável, dada a constante retirada de água para uso humano, o desenvolvimento adjacente aos rios e as preocupações com enchentes. Portanto, tais projetos geralmente se concentram em melhorar a qualidade do habitat imediatamente adjacente ao rio, qualidade da água e espaços verdes para as populações urbanas, em vez de ter como objetivo restaurar fluxos históricos (Riley 2016). Algumas pequenas restrições no sistema podem ser tratadas com métodos de restauração. Por exemplo, a herbivoria de mamíferos ou aves em mudas recém-plantadas pode ser reduzida com vários tipos de dispositivos de proteção da vegetação (capítulo 9). Além disso, sinalização adequada, programas de educação e envolvimento da comunidade podem reduzir o vandalismo em projetos de restauração.

CONSIDERAÇÕES SOBRE O PROJETO

Uma vez que o modelo de referência tenha sido desenvolvido e as condições existentes tenham sido avaliadas, as metas e objetivos precisam ser finalizados, todos os quais guiarão o próximo passo: o projeto (fig. 3.1; Rieger et al. 2014). O projeto detalha as diretrizes, métodos, desenhos técnicos e cronograma para sua implantação, bem como define quem é responsável por executar as diversas ações descritas no projeto. O rascunho inicial serve para comunicar claramente o planejamento aos outros e solicitar *feedback* para melhorias. Após a incorporação do *feedback*, o rascunho final orienta o projeto de restauração. Rieger et al. (2014) fornecem uma explicação detalhada do processo e recursos úteis para escrever o projeto (veja o site do livro para exemplos de projetos).

Selecionando métodos de restauração

Muitas técnicas de restauração poderiam ser utilizadas em qualquer projeto, por isso é importante avaliar o potencial de sucesso de métodos alternativos para se alcançar as metas e objetivos definidos no projeto. Isso significa rever a literatura

relevante, conversar com indivíduos com expertise em diversas áreas e solicitar as experiências e *feedback* de *partes interessadas*. Em sistemas onde houve ampla restauração no passado, as *melhores práticas de manejo* (ou seja, as práticas de restauração mais eficazes e viáveis) podem ser bem estabelecidas, mas, na maioria das vezes, há uma gama de opções que precisarão ser avaliadas e testadas para se determinar qual é a mais eficaz para as condições da área e as metas do projeto. Por exemplo, a utilização de remoção manual, aplicação de herbicidas, fogo controlado ou algum outro método para remoção de *espécies de plantas invasoras* (capítulo 8) vai depender do tipo de ecossistema, quais ações são permitidas no local, a quantidade de mão-de-obra disponível e uma série de outros fatores. O projeto deve fornecer uma breve justificativa e descrição detalhada das atividades de restauração que serão realizadas para melhorar as condições abióticas e bióticas no local. O plano também deve descrever eventuais efeitos não intencionais das ações de restauração selecionadas e descrever medidas que serão adotadas para minimizar potenciais efeitos negativos (Gann et al. 2019). Por fim, o plano deve delinear claramente as diretrizes para a origem e genética de espécies vegetais ou animais que serão ativamente introduzidas (capítulo 9 e capítulo 10).

Planos de contingência, monitoramento e manutenção

Os projetos de restauração frequentemente se concentram nos primeiros três anos, dadas as restrições orçamentárias. Os líderes do projeto geralmente não consideram o que acontecerá se as coisas não saírem como planejado e como o projeto será mantido em longo prazo. Entretanto, os projetos de restauração raramente procedem exatamente como planejado, por uma série de razões, como distúrbios naturais (por exemplo, seca ou enchentes), mudanças no apoio ao financiamento ou vontade política, condições imprevistas do local e falha dos métodos de restauração (Rieger et al. 2014). Além disso, a recuperação do ecossistema leva décadas a séculos. Por isso, raramente os projetos de restauração são bem-sucedidos em longo prazo sem *monitoramento* e *manutenção* contínuos.

Assim, os restauradores devem adotar uma abordagem de manejo adaptativo que se refere à melhoria do manejo do ecossistema, aprendendo com a implantação de projetos, avaliando seus resultados e adotando ações corretivas (Walters 1986, cap. 4) e devem planejar contingências quando as coisas inevitavelmente dão errado. Isso significa que, no projeto, deve-se traçar uma estratégia de monitoramento e se definir como os dados de monitoramento serão usados para orientar ações corretivas (capítulo 4). A tabela 3.1 ilustra alguns exemplos; por exemplo, se certos objetivos de cobertura e diversidade de nativas não forem alcançados até um determinado momento, então, é necessário fazer plantio ou semeadura adicional. Para projetos que envolvem semeadura ou plantio, as taxas de estabelecimento são altamente dependentes da quantidade e de quando ocorre a precipitação, por isso é prudente plantar ao longo de vários anos para aumentar a probabilidade de estabelecimento bem-sucedido da vegetação (Wilson 2015). Obviamente, não é possível considerar todos os resultados possíveis, mas é útil considerar os riscos mais prováveis e como eles seriam abordados.

No projeto precisa-se ter uma visão de longo prazo e deve-se definir como o projeto será mantido além da fase inicial de implantação. Algumas questões que devem ser abordadas no projeto incluem:

- Qual é a situação de posse de terras em longo prazo? É seguro?
- Quem é responsável pelo manejo adaptativo e pela manutenção do projeto logo após a implantação, bem como em longo prazo?
- Quando os objetivos do projeto serão avaliados e as possíveis ações corretivas serão adotadas?
- Qual é a fonte de financiamento para a gestão contínua do projeto?

Essas questões são frequentemente negligenciadas, fazendo com que muitos projetos de restauração tenham efeitos apenas temporários na recuperação dos ecossistemas. Muitos projetos de restauração de manguezais na Ásia ilustram esse problema comum, em que milhões de dólares foram gastos em atividades de restauração, como o plantio de árvores, sem um planejamento prévio cuidadoso ou consideração de como as árvores e o ecossistema como um todo serão manejados em longo prazo (estudo de caso dos manguezais asiáticos). Muitas vezes, tais projetos têm uma alta taxa de falha, desperdiçando os investimentos iniciais.

Permissões

Outra parte crítica do processo de planejamento de restauração é identificar quaisquer restrições legais que regem o local de restauração e a aquisição das licenças necessárias. Para projetos que ocorrem em países com regulamentações ambientais rigorosas ([capítulo 11](#)), a obtenção de licenças pode ser demorada, tanto que algumas grandes empresas de consultoria têm funcionários cujo único trabalho é garantir licenças. Podem ser necessárias autorizações de órgãos locais, estaduais e federais para projetos que impactem a qualidade do ar e da água, o fluxo de água, habitats sensíveis ou *espécies ameaçadas*; interrompam o tráfego; usem herbicidas ou pesticidas; ou exijam coleta de sementes de terras públicas. Por isso, é essencial iniciar o processo de obtenção de licenças no início da fase de planejamento. A [tabela 3.2](#) fornece um exemplo da lista de licenças necessárias para um projeto de restauração de habitat costeiro relativamente pequeno na Califórnia. O tipo e extensão das licenças exigidas depende do tipo de ecossistema e do marco regulatório da localização do projeto, por isso o conhecimento das regulamentações locais e federais e o processo de autorização associado para o local do projeto é essencial.

Recursos e orçamento

A seleção de métodos apropriados para o projeto requer a avaliação não apenas das metas e restrições do projeto, mas também dos recursos disponíveis. Um grande obstáculo para muitos projetos de restauração é o alto custo ([capítulo 12](#)).

Tabela 3.2: Licenças necessárias para a restauração¹ do campo costeiro e hábitat de área úmida de água doce na reserva da Younger Lagoon² na costa central da Califórnia, EUA.

Agência de licenciamento	Lei que exige a licença	Razão para a permissão
Comissão Costeira da Califórnia	Lei Costeira da Califórnia	Obras de construção e restauração na zona costeira
Departamento de Regulação de Pesticidas da Califórnia	Título 3 do Código de Regulamentos da Califórnia	Uso de herbicidas para restauração ou fins científicos
Serviço de Pesca e Vida Selvagem da Califórnia	Código de Pesca e Caça, Seção 1002 e Título 14, Seções 650 e 670.7	Coleta e manuseio científico de espécies vegetais e/ou animais protegidas
Parques Estaduais da Califórnia	Código de Regulamentos da Califórnia	Coleta de sementes de áreas de referência gerenciadas por Parques Estaduais da Califórnia
Conselho Estadual de Controle de Recursos Hídricos da Califórnia	Seção 1251 da Lei da Água Limpa dos EUA	Vazão de águas de enxurradas durante projetos de construção e restauração
Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA	Seção 404 da Lei da Água Limpa dos EUA	Presença de áreas úmidas
Serviço de Pesca e Vida Selvagem dos EUA	Lei de Espécies Ameaçadas	Hábitat potencial para o sapo de pernas vermelhas da Califórnia ³

¹ São necessárias autorizações adicionais para pesquisas científicas sobre restauração.

² Consulte o estudo de caso da Younger Lagoon para obter mais detalhes.

³ Sapó-de-pernas vermelhas da Califórnia (*Rana draytonii*) é uma espécie ameaçada de extinção.

Por isso, o projeto deve incluir um orçamento detalhado e indicar claramente quem pagará pelo projeto antes de qualquer implantação começar (fig. 3.1). Além dos recursos financeiros, os planejadores devem considerar quais outros recursos são necessários e quem é responsável por fornecê-los. De onde virá o fornecimento de plantas e sementes? Existe acesso à água para irrigação no local? Se voluntários estão envolvidos, quem irá os recrutar e os coordenar? Uma vez que os custos inesperados são uma realidade dos projetos de restauração, é importante tanto ter recursos adicionais de contingência incorporados ao plano para proporcionar alguma flexibilidade, quanto identificar quem será responsável se os custos excederem o orçamento.

Linha do tempo

Nos projetos deve-se pensar cuidadosamente no cronograma de implantação, monitoramento e manutenção do projeto. A maioria dos projetos de restauração demanda uma boa preparação para garantir que os recursos estejam disponíveis quando forem necessários. Por exemplo, projetos que envolvam revegetação podem exigir vários anos para se coletar sementes nativas suficientes, cultivar as sementes em viveiros de mudas e preparar as plantas para o plantio antes que a revegetação possa começar (tabela 3.3). Trabalhar no processo de planejamento com as partes interessadas e solicitar licenças e assegurar financiamentos pode levar ainda mais tempo. Por isso, é importante revisar minuciosamente a ordem e o tempo de

cada etapa para que todas as permissões e recursos necessários estejam disponíveis quando necessário para implantar o projeto. Inevitavelmente, há atrasos no projeto devido a circunstâncias inesperadas, o que exigirá alguma flexibilidade no cronograma.

Tabela 3.3: Cronograma para um projeto de restauração de pequena escala de campos naturais na reserva da Younger Lagoon.[†]

Atividade	Pelo menos 1 ano antes do projeto	Agosto- início de Outubro	Outubro - Novembro	Dezembro	1 semana antes do plantio	meados de Dezembro - Fevereiro	Março	Contínuo
Obter licenças	*							
Iniciar o controle de ervas ruderais	*							
Coletar sementes	*							
Germinar sementes em sementeiras		*						
Transplante das mudas para os vasos			*	*				
Instalar cerca para coelhos ao redor do local				*				
Providenciar mão-de-obra e ferramentas para o projeto				*				
Controle final de ervas ruderais					*			
Rustificação das plantas					*			
Espalhar cobertura morta no solo					*			
Plantar as mudas					*	*		
Substituir plantas mortas							*	
Roçagem de primavera e outono para controlar ervas ruderais								*

[†] Consulte o estudo de caso da Younger Lagoon para obter mais detalhes.

IMPLANTAÇÃO

Uma vez que o plano de projeto é concluído, a próxima fase é a implantação (fig. 3.1). Quando possível, recomendo fortemente uma abordagem de “restauração encenada” (Bakker et al. 2018), testando em pequena escala os métodos, particularmente aqueles que são novos, antes de escalar progressivamente. Para projetos de revegetação, os projetos piloto muitas vezes consistem em plantios em pequena escala de muitas espécies para selecionar o subconjunto que tem melhor desempenho em condições locais. Um bom exemplo de uma abordagem de restauração encenada em larga escala é o projeto de restauração do rio Kissimmee na Flórida, onde o canal de 100 km foi restaurado para um rio sinuoso de 166 km (estudo de caso do rio Kissimmee). Os primeiros passos foram a construção de modelos físicos de pequena escala para a restauração (Koebel e Bousquin 2014) e o uso de modelos numéricos para simular e comparar as condições hidrológicas de três

opções de restauração. Em seguida, uma pequena parte do rio foi restaurada e os resultados foram acompanhados de perto antes que o projeto completo fosse concluído em quatro etapas. No entanto, a implantação da abordagem de restauração encenada pode ser desafiadora se o financiamento da restauração estiver disponível apenas por um a poucos anos. Independentemente disso, a realização de estudos piloto provavelmente compensará em longo prazo, uma vez que muitas vezes pode-se economizar quantias consideráveis identificando-se os métodos mais econômicos e se aumentando a probabilidade de sucesso em longo prazo.

A implantação do projeto requer uma coordenação cuidadosa para se garantir uma boa sincronia de trabalho, equipamentos e materiais no local (Rieger et al. 2014). Contratar funcionários ou recrutar voluntários antes da aquisição de licenças, ou antes de que as mudas estejam prontas para plantio, pode levar a frustrações e atrasos. Antes da implantação, deve-se deixar claro quais funcionários são responsáveis por quais tarefas e todos os funcionários e voluntários devem ser bem treinados com métodos corretos. A equipe de supervisão deve visitar o local do projeto com frequência para garantir que os métodos estejam sendo implantados corretamente e para avaliar quando o projeto precisa ser ajustado. Muitas vezes, algumas modificações nos métodos de restauração serão necessárias e essas mudanças devem ser feitas em consulta com o responsável pelo projeto e quaisquer grupos de supervisão regulatória. É importante manter registros detalhados das ações adotadas e seus custos associados, especialmente quando houver mudanças no projeto, e com frequência compartilhar progressos e mudanças nos planos com as partes interessadas. Essas informações, em combinação com dados de monitoramento, podem ajudar a documentar o sucesso de diferentes abordagens e, assim, servir de exemplo para futuros esforços de restauração (capítulo 4).

LEITURAS RECOMENDADAS

- Clewell, AF, and J Aronson 2013. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Washington, DC: Island Press.

Uma visão ampla da ecologia da restauração, incluindo temas como por que restaurar ecossistemas, como definir o sistema de referência e como planejar projetos de restauração de ecossistemas.

- Egan, David and Evelyn A Howell. 2001. *The Historical Ecology Handbook: A Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.

Fornecer extensas informações sobre a coleta e utilização de diferentes tipos de dados históricos para caracterizar o modelo de referência.

- Rieger, John, John Stanley, and Ray Traynor. 2014. *Project Planning and Management for Ecological Restoration*. Washington DC: Island Press.

Fornecer uma discussão detalhada do planejamento e implantação de um projeto de restauração a partir da perspectiva do restaurador.

BILHÕES de dólares e milhões de horas de trabalho remunerado e voluntário são gastos todos os anos para restaurar ecossistemas degradados. No entanto, muitos desses projetos são de curta duração e, quando duram por mais tempo, raramente sabemos se os objetivos originais foram alcançados. Por quê? Em parte, é porque a maioria dos projetos de restauração carece de um protocolo de monitoramento robusto e de um plano de manejo adaptativo, ambos críticos para se determinar se os esforços de restauração estão sendo bem-sucedidos e, caso contrário, para desencadear ações corretivas. Mesmo nos casos em que os projetos exigem monitoramento e manejo adaptativo, a maioria dos planos de monitoramento são incapazes de avaliar o sucesso porque não foram especificados objetivos mensuráveis ou um cronograma para sua medição (capítulo 3), as variáveis monitoradas não correspondem aos objetivos, e/ou não há um plano claro sobre o que fazer com os dados uma vez que eles são coletados (Elzinga et al. 1998; Lindenmayer e Likens 2018). Bernhardt et al. (2005) revisaram mais de 37.000 projetos de restauração de rios nos Estados Unidos, e apenas 10% deles tinham evidências de que o monitoramento havia ocorrido; para muitos deles, os programas de monitoramento não foram bem projetados para avaliar os objetivos das ações de restauração.

Neste capítulo, forneço uma visão geral do manejo adaptativo e discuto considerações gerais e recomendações para o desenvolvimento de protocolos de baixo custo para o monitoramento da restauração. Não discuto parâmetros de monitoramento para tipos de ecossistemas individuais ou objetivos específicos do projeto em detalhes; em vez disso, encaminho os leitores a recursos adicionais que os descrevem completamente.

O *monitoramento* é mais do que coletar dados. É a coleta sistemática e ordenada de dados ao longo de um período a fim de avaliar se objetivos específicos do projeto foram alcançados (Holl e Cairns 2002). O monitoramento ajuda a identificar problemas à medida que surgem e ajudam a economizar recursos em longo prazo, pois adotar ações corretivas é menos caro do que descobrir e resolver pro-

blemas depois de ocorrerem (Chaves et al. 2015). Além disso, o monitoramento de um projeto muitas vezes gera informações que podem melhorar o sucesso global e o custo-efetividade dos esforços futuros de restauração se as lições aprendidas forem compartilhadas (Kondolf 1995). Por exemplo, entre 1987 e 1991, 569 raposas-velozes (*Vulpes velox*) foram reintroduzidas em áreas de onde haviam sido extirpadas na região central do Canadá e seus padrões de sobrevivência e movimentação foram monitorados utilizando-se coleiras de rádio. Os resultados mostraram que as raposas liberadas no outono tiveram mais que o dobro da taxa de sobrevivência das liberadas na primavera, o que foi o oposto do que os gestores haviam previsto. O uso dessas informações aumentou o sucesso dos esforços subsequentes de reintrodução (Carbyn et al. 1994).

O monitoramento ajuda a determinar se objetivos específicos foram alcançados, mas não necessariamente explicará as causas subjacentes do sucesso ou falha das estratégias de restauração. Experimentos controlados são a melhor maneira de se determinar a razão para um determinado resultado de restauração e de se comparar rigorosamente a eficácia de diferentes estratégias de restauração. Por exemplo, se os plantios de restauração crescem lentamente, é difícil identificar a causa (por exemplo, seleção inadequada de espécies, falta de nutrientes, estresse hídrico ou competição) sem experimentos projetados para controlar variáveis causais. Por isso, encorajo os gestores de recursos a colaborar com os cientistas para projetar e implantar a restauração experimentalmente. Esses experimentos podem assumir uma série de formatos, desde experimentos replicados testando ações individuais de manejo (por exemplo, controle de espécies exóticas invasoras e métodos de semeadura, como no estudo de caso da Younger Lagoon) até a implantação de duas ou três abordagens amplas de restauração em um local por gestores de recursos, seguida de monitoramento sistemático. Outra abordagem valiosa é sintetizar-se os resultados do monitoramento de múltiplos projetos de restauração que utilizam métodos semelhantes. Alexander e D'Antonio (2003) compararam 20 locais onde os administradores de terras tinham usado uma série de métodos para controlar dois arbustos invasores na Califórnia, *Genista monspessulana* e *Cytisus scoparius*. Eles descobriram que arrancar com as mãos e queimar repetidamente eram os métodos mais eficazes e que o grau em que a vegetação nativa se recuperava variava ao longo de um gradiente de precipitação, da região costeira até interior.

CICLO DE MANEJO ADAPTATIVO

O *manejo adaptativo* é uma abordagem de restauração e manejo da terra que se concentra na aprendizagem por meio da realização. O monitoramento de dados é usado para informar ações corretivas sobre o projeto atual e aumentar a probabilidade de sucesso para futuros esforços de restauração. O manejo adaptativo parece simples, mas requer uma série de etapas cuidadosamente planejadas, que eu descrevo brevemente aqui (fig. 4.1).

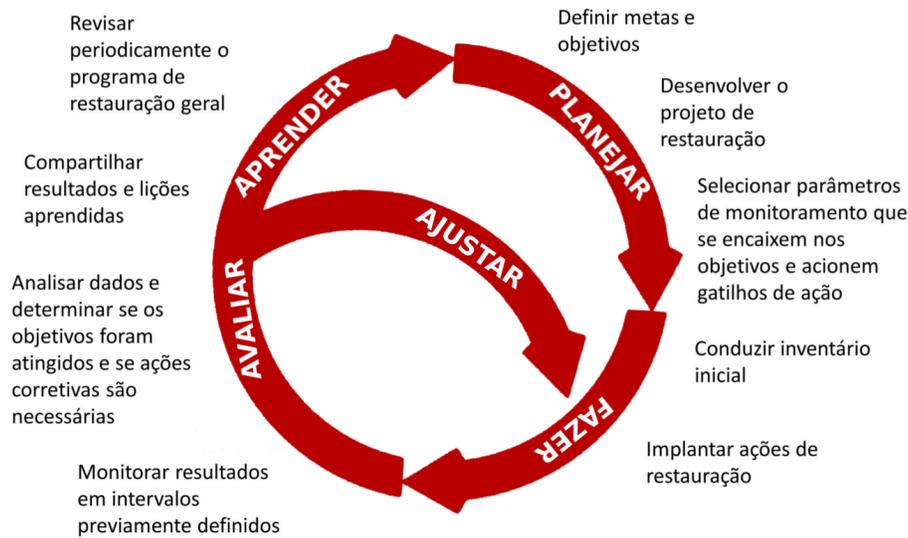


Figura 4.1: As múltiplas etapas do ciclo de manejo adaptativo. Figura por A. Calle.

Defina metas claras e objetivos específicos e limitados no tempo

Para ser capaz de avaliar o sucesso da restauração, é fundamental estabelecer *objetivos* claros (também chamados de critérios de desempenho) no início, que incluam uma variável mensurável, uma direção desejada de mudança (por exemplo, aumentar, diminuir, manter) e um período determinado (capítulo 3, Elzinga et al. 1998). Uma declaração como “aumentar a cobertura de plantas nativas” não é um objetivo útil, pois não fornece informações sobre o quanto a cobertura deve aumentar ou o prazo no qual isso precisa acontecer. Um objetivo mensurável poderia ser “aumentar a cobertura vegetal nativa para 70% dentro de cinco anos”. Modelos de referência bem desenvolvidos (capítulo 3) ajudam a definir objetivos razoáveis.

Selecione parâmetros de monitoramento e limites para desencadear ações corretivas

O próximo passo é selecionar *parâmetros* específicos (variáveis que correspondem a cada objetivo) e o método e cronograma para medir esses parâmetros. Durante o planejamento, é importante determinar-se quanta variação dos objetivos indicados é aceitável ou, em outras palavras, o grau de similaridade a um sistema de referência necessário para que o projeto seja considerado um sucesso. Se objetivos específicos não forem cumpridos, isso deve desencadear ações corretivas específicas (fig. 4.1). Por exemplo, se um nível pré-especificado de cobertura vegetal nativa não for alcançado, então é necessário mais plantio (tabela 3.1).

Faça um inventário inicial

Durante o processo de planejamento é necessário realizar um *inventário inicial* para avaliar as condições abióticas e bióticas atuais do local ([capítulo 3](#)). Esses dados informam o processo de planejamento de restauração e servem como comparação para se avaliar se a restauração leva a uma melhoria significativa das condições do local ao longo do tempo.

Monitore, analise dados e determine se a ação corretiva é necessária

A coleta de dados deve começar logo após o início da restauração e deve ser repetida nos intervalos especificados no plano de monitoramento. Por exemplo, Chaves et al. (2015) traçaram um cronograma de acompanhamento do progresso na restauração da Mata Atlântica aos 3, 5, 10, 15 e 20 anos pós-implantação (estudo de caso da Mata Atlântica). Coletar e avaliar os dados de monitoramento em tempo hábil é essencial para se determinar se a área de restauração está seguindo em direção à trajetória desejada e se os objetivos estão sendo alcançados e, em caso negativo, alertar antecipadamente que ações corretivas são necessárias. No entanto, é comum que os dados coletados se acumulem ao longo do tempo sem serem analisados por falta de tempo ou conhecimento estatístico.

É importante ter recursos disponíveis para se realizar ações corretivas; um componente fundamental do manejo adaptativo. Caso contrário, estar ciente das deficiências de restauração não se traduzirá em ações para levar o projeto de volta à trajetória desejada. Portanto, ações corretivas devem ser acordadas e orçadas antes da implantação do projeto, para que, se um limiar for alcançado, ações corretivas possam ser adotadas. Se o projeto atender aos objetivos em um determinado momento, os gestores devem continuar monitorando e seguindo o ciclo de manejo adaptativo (fig. 4.1).

Embora muitos projetos de restauração proponham usar uma abordagem de manejo adaptativo, apenas uma pequena fração deles realmente o faz. Por que isso acontece? Em primeiro lugar, recursos para projetos de restauração são limitados e muitas vezes restritos a um ou poucos anos ([capítulo 12](#)). Isso significa que, muitas vezes, os *gestores de recursos naturais* não têm recursos para monitorar e adotar ações corretivas ao longo da escala de tempo necessária. Além disso, eles podem não ter a expertise técnica para medir determinados parâmetros ou o treinamento estatístico para analisar os dados. Em alguns casos, as ações necessárias para alcançar os resultados desejados (por exemplo, reduzir a retirada de água a montante do rio) não estão sob seu controle. Por fim, o monitoramento muitas vezes mostra que os projetos não estão correndo como planejado e ninguém quer admitir que seu projeto não teve sucesso. Apesar desses obstáculos reais, seguir o ciclo de manejo adaptativo ajuda a reduzir as incertezas nos métodos de restauração e é fundamental para melhorar o sucesso da restauração.

SELECIONANDO PARÂMETROS E MÉTODOS DE MONITORAMENTO

O critério mais importante na seleção dos parâmetros de monitoramento (também chamados de variáveis) é que eles avaliem se os objetivos foram cumpridos. Por exemplo, se um dos objetivos do projeto é diminuir as concentrações de fósforo (P) em um lago em 20 % dentro de três anos, então as concentrações de P devem ser medidas ao longo do tempo. Se o projeto pretende criar uma certa quantidade de empregos, então o número total de pessoas empregadas deve ser rastreado. Isso pode parecer óbvio, mas em um número surpreendente de casos, as variáveis monitoradas não correspondem aos objetivos, ou o monitoramento concentra-se em saber se determinadas ações de restauração foram realizadas (por exemplo, se um número certo de árvores foi plantado), em vez de saber se as metas e objetivos ecológicos ou socioeconômicos desejados foram alcançados (May et al. 2017). Por exemplo, Murcia et al. (2016) revisaram mais de 100 projetos de restauração florestal na Colômbia e descobriram que uma meta inicial de 89 % dos projetos era restaurar o abastecimento de água potável. No entanto, 96 % dos projetos mediram variáveis relacionadas à vegetação em curto prazo, como sobrevivência e crescimento de árvores plantadas, cobertura do solo por vegetação e controle de erosão. Essa diferença entre objetivos e variáveis mensuradas provavelmente ocorre porque os parâmetros de vegetação medidos são muito mais fáceis de se monitorar. No entanto, medições de quantidade e qualidade da água são necessárias para se determinar se a meta de abastecimento de água está sendo alcançada.

Os parâmetros medidos podem ser atributos físicos (por exemplo, largura do canal, compactação do solo) ou fatores biológicos (p. ex., abundância, riqueza ou composição da flora ou fauna de interesse, mantendo um tamanho populacional especificado de uma *espécie-alvo*, tabela 4.1). Também é importante monitorar as metas sociais ou socioeconômicas de restauração (Martin e Lyons 2018); os parâmetros podem incluir o número de usuários para recreação por ano, as atitudes dos vizinhos em relação ao projeto, a participação da comunidade em reuniões de planejamento ou dias de trabalho na restauração, ou o número de casas que experimentam risco reduzido de enchente. Os membros do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, no Brasil, desenvolveram um protocolo de monitoramento que inclui parâmetros ecológicos, socioeconômicos e de gestão para refletir seus objetivos de projeto (estudo de caso da Mata Atlântica, Viani et al. 2017).

Existem muitos manuais de monitoramento detalhados para organismos específicos ou tipos de ecossistemas, como a medição de plantas e animais (Elzinga et al. 1998; Morrison 2009), habitats costeiros (Thayer et al. 2005), rios (Palmer et al. 2014), pastagens, arbustos e savanas (Herrick et al. 2005). Mesmo quando os métodos de monitoramento são bem estabelecidos, é útil testá-los para se determinar se um método específico de monitoramento é viável para um determinado local, avaliar o nível de experiência de monitoramento necessário e elaborar detalhes logísticos. Isso pode ser feito ao se realizar o inventário inicial.

Cada vez mais, dados obtidos remotamente por sensores em satélites, aviões e veículos aéreos não tripulados (drones) estão sendo usados para monitorar uma

série de variáveis, como cobertura e estrutura de vegetação para hábitat de aves e transparência da água de lagos (Zahawi et al. 2015; Abdullah et al. 2016; Dörnhöfer e Oppelt 2016). As ferramentas de sensoriamento remoto têm o potencial de reduzir os recursos necessários para monitorar grandes áreas e locais de difícil acesso, mas exigem ferramentas técnicas e habilidade na análise de dados espaciais.

Tabela 4.1: Parâmetros comumente medidos para avaliação da restauração.¹

Hábitat físico e funções
<ul style="list-style-type: none"> ● <i>Topografia</i> – inclinação, elevação, erosão, profundidade da água ● <i>Hidrologia</i> – quantidade e taxa de escoamento superficial ou subterrâneo ao longo do ano, período de descarga ● Forma de canal fluvial e estrutura no canal – <i>sinuosidade</i>, proporção de profundidade de largura, poços e corredeiras, substrato do leito do rio ● Movimento/erosão do solo – fluxo de sedimentos ● Qualidade da água – turbidez, oxigênio dissolvido, nutrientes e concentrações tóxicas, pH ● Temperatura – ar, solo, água ● Luz – sombreamento de hábitat terrestre ou ripário, penetração na água ● Características físicas do solo – <i>compactação</i>, capacidade de retenção de água, infiltração, textura ● Características químicas do solo – pH, <i>matéria orgânica</i>, nutrientes e concentrações tóxicas ● Ciclagem de nutrientes – ar, água, solo, por exemplo, fixação de nitrogênio e mineralização ● Frequência/intensidade do distúrbio - por exemplo, fogo, inundação ● Conectividade com áreas adjacentes
Biota
<ul style="list-style-type: none"> ● Vegetação e <i>composição da comunidade</i> de animais – abundância ou cobertura de <i>espécies nativas</i>, determinadas espécies-alvo ou raras ou certos grupos funcionais, riqueza e semelhança de espécies, presença ou abundância de <i>espécies exóticas</i> invasoras ● Estrutura vegetal – cobertura de diferentes camadas de vegetação, altura, densidade do caule, área basal de árvores, biomassa ● Saúde da fauna - nível de toxinas, malformações ● Taxa de reprodução e mortalidade – flora, fauna ● Movimento da fauna dentro e fora do hábitat restaurado e do seu território ● Espécies indesejáveis – presença ou abundância de predadores, doenças, <i>espécies invasoras</i>
Socioeconômico
<ul style="list-style-type: none"> ● Oportunidades de recreação ● Oportunidades de emprego e meio de <i>subsistência</i> ● Redução de risco ● Geração de renda – por exemplo, colheita de madeira, lenha e outros produtos, recreação, pesca ● Programas educacionais ● Participação em programas voluntários ● Participação de proprietários privados ou outras partes interessadas ● Valores estéticos ● Cumprimento de planos e políticas governamentais

¹ Fontes: Westman 1991; Elzinga et al. 1998; Thayer et al. 2005; Palmer et al. 2014.

Ao se desenvolver um plano de monitoramento, é tentador propor o monitoramento de muitos parâmetros. Dada a realidade dos orçamentos limitados para monitoramento, recomendo selecionar cuidadosamente os parâmetros de medição mais relevantes e de baixo custo que avaliem se os objetivos foram alcançados. Independentemente do projeto, existem alguns fatores importantes a serem considerados ao se desenvolver planos de monitoramento (Holl e Cairns 2002).

Primeiramente, os protocolos mais simples são melhores, pois os dados podem ser coletados por pessoas sem treinamento altamente especializado. A viabilidade das medições, incluindo tempo, custo e praticidade, deve ser ponderada de acordo com a sua importância para avaliar o sucesso em se alcançar os objetivos específicos do projeto. Algumas medições, como o monitoramento de substâncias tóxicas na água ou o rastreamento da movimentação e uso do hábitat pela fauna, podem exigir equipamentos especializados, podem ser caros e exigir treinamento extensivo. Se as medições são importantes para avaliar objetivos específicos de restauração, então elas devem ser realizadas, mas métodos mais simples são preferíveis.

Em segundo lugar, os métodos devem ser repetidos por diferentes usuários sem alta variabilidade nas medições (Elzinga et al. 1998). Por exemplo, as estimativas de cobertura vegetal muitas vezes variam muito de pessoa para pessoa, enquanto usar um método de interceptação de ponto (quantas vezes ao longo de um transecto, por exemplo, diferentes espécies vegetais são interceptadas) resulta em medições mais comparáveis entre as pessoas. Em terceiro lugar, quando possível, devem ser utilizadas técnicas padrão que são publicadas na literatura. Isso permite comparações entre diferentes projetos.

Finalmente, peço cautela no uso de espécies indicadoras (Holl e Cairns 2002, Lindenmayer e Likens 2018), que são em sua maioria espécies animais ou grupos de espécies (por exemplo, aves, borboletas, anfíbios) que são utilizados para representar condições específicas de hábitat físico, químico ou biótico (por exemplo, qualidade da água em sistemas aquáticos, estrutura vegetal em sistemas terrestres) ou que são considerados representativos de uma ampla gama de espécies (por exemplo, usando a diversidade de aves para indicar a diversidade de insetos). Infelizmente, as espécies indicadoras têm se mostrado problemáticas, uma vez que nenhum dos 55 grupos que foram propostos como indicadores respondem consistentemente a condições ambientais específicas ou se correlacionam com outros grupos em uma variedade de locais ou tipos de hábitat (Lindenmayer e Likens 2018). Além disso, plantas e animais respondem a muitas mudanças de hábitat e meio ambiente e determinar os fatores específicos de mudanças de abundância é complicado e muitas vezes esses fatores são mal compreendidos.

É essencial monitorar um grupo ou espécie específica se sua recuperação for um dos objetivos do projeto. Se as espécies indicadoras forem utilizadas, deve haver muitos dados mostrando uma clara ligação entre o grupo que está sendo monitorado e o objetivo desejado da restauração para o qual o grupo está sendo utilizado como indicador, como o monitoramento de insetos aquáticos ou peixes sensíveis a poluentes para indicar a qualidade da água (Herman e Nejadhashemi 2015).

CONSIDERAÇÕES ADICIONAIS SOBRE O DESENVOLVIMENTO DE UM PLANO DE MONITORAMENTO

Monitoramento de vigilância

A maior parte do monitoramento da restauração se concentra na conformidade, ou seja, determinar se os projetos de restauração estão alcançando os objetivos predefinidos nos intervalos de tempo desejados. Outro tipo importante de monitoramento é o *monitoramento de vigilância*, que visa captar problemas não previstos no início, antes de terem aumentado para um nível de difícil controle. O monitoramento de vigilância é usado para verificar periodicamente todo o local para identificar a eventual presença de *espécies invasoras* recentemente estabelecidas que podem gerar preocupação, uma vez que a maneira mais eficaz de se controlar espécies invasoras é remover imediatamente pequenas populações recém-estabelecidas para evitar sua maior disseminação (capítulo 8; Moody e Mack 1988). Da mesma forma, fazer uma rápida verificação no local para identificar a presença de ravinas ou pontos de erosão recentemente estabelecidos e adotar ações imediatas para evitar mais erosão pode evitar maiores gastos no futuro. O monitoramento da vigilância difere do monitoramento de conformidade, pois é menos detalhado, mas ocorre em maior escala para identificar problemas emergentes.

Monitoramento participativo

Na maioria das vezes, o monitoramento é feito pela equipe do projeto de restauração com expertise específica. Em alguns casos, envolver as partes interessadas no monitoramento pode ter benefícios importantes, como promover a participação e o apoio da comunidade, construir uma relação de confiança e reduzir custos de monitoramento (estudo de caso dos manguezais asiáticos, Evans et al. 2018). Por exemplo, Danielsen et al. (2011) compararam o monitoramento de biomassa florestal por membros da comunidade e profissionais especializados na Tanzânia e na Índia. Eles descobriram que com treinamento adequado, as medições feitas pelos membros da comunidade eram semelhantes às feitas por profissionais, com as vantagens de reduzir custos e engajar os membros da comunidade no projeto. Evans et al. (2018) analisaram exemplos em vários países onde membros da comunidade registraram com sucesso o monitoramento de dados usando *smartphones*. O monitoramento participativo ou “ciência cidadã” tem muitos benefícios, mas requer pessoal qualificado e remunerado para supervisionar voluntários e só é apropriado para coletar certos tipos de dados que não requerem um alto nível de conhecimento técnico. Os funcionários remunerados são essenciais para recrutar e treinar voluntários nos métodos corretos de monitoramento, garantir o controle de qualidade dos dados e compilar e analisar dados. Portanto, o monitoramento participativo não é totalmente gratuito e os custos associados precisam ser incluídos no orçamento do projeto de restauração.

Tempo e frequência

O tempo e a frequência do monitoramento de conformidade dependem do(s) parâmetro(s) sendo medido(s). Além disso, o custo e a disponibilidade de mão-de-obra são um fator limitante. Assim, é importante alocar os recursos do monitoramento de forma mais eficiente para determinar se os objetivos estão sendo cumpridos. Por exemplo, a cobertura vegetal é frequentemente monitorada uma vez por ano no auge do período de crescimento vegetativo, mas amostrar mais de uma vez pode ser necessário se as espécies-alvo florescerem em diferentes momentos. A vazão do rio é geralmente monitorada durante eventos de alta e baixa vazão, ou na época do ano que é fundamental para uma espécie-alvo da fauna. O monitoramento dos níveis de nutrientes dissolvidos periodicamente ao longo do ano pode ser necessário onde os corpos d'água experimentam alta flutuação temporal, mas muitas vezes se concentram após grandes eventos pluviométricos, quando os níveis de escoamento de nutrientes são mais altos.

O monitoramento deve ser feito com frequência mais alta logo após a conclusão do projeto para se determinar se os esforços de restauração estão seguindo em direção à trajetória desejada e, posteriormente, devem ser feitos em intervalos mais longos. Normalmente, a sobrevivência e o crescimento da vegetação plantada são medidos anualmente nos primeiros anos e, em seguida, a cada dois ou três anos. Se os parâmetros medidos estiverem abaixo ou acima de um ponto limite que requer ação (fig. 4.1), o monitoramento mais frequente deve ser retomado.

Duração

Os prazos de restauração e monitoramento são tipicamente curtos (por exemplo, 2-5 anos). Eles são comumente limitados por restrições orçamentárias e o tempo é guiado pela necessidade de se demonstrar o cumprimento das normas regulamentares. Por exemplo, Bayraktarov et al. (2016) relataram que, de 235 projetos de restauração costeira marinha, 47% dos foram monitorados por ≤ 1 ano, 21% por 1-2 anos, 21% para >2 anos e 11% não tinham informações sobre duração. Claramente, o monitoramento por apenas alguns anos é insuficiente para avaliar o sucesso da restauração, uma vez que a maioria dos ecossistemas leva muito mais tempo para se recuperar de distúrbios (capítulo 5). Além disso, o sucesso da restauração pode ter curta duração ou pode mudar com o tempo. Vários projetos de restauração de pastagens na Califórnia parecem ter sido bem-sucedidos nos dois primeiros anos após a conclusão do projeto, mas foram dominados por espécies exóticas no terceiro e quarto anos (por exemplo, Holl et al. 2014).

Idealmente, o monitoramento deve continuar até que o ecossistema seja autorregulado; o que significa que a composição da comunidade, a *estrutura do ecossistema* e os *processos ecossistêmicos* persistem na ausência de manejo (por exemplo, irrigação ou adição de nutrientes, remoção de espécies invasoras) que pode ter sido necessário durante os esforços iniciais de restauração. Infelizmente, o tempo necessário para que a maioria dos ecossistemas alcance um estado autorregulado pode estar muito além do que é financeiramente e politicamente viável para que

o monitoramento continue. No mínimo, o monitoramento deve ocorrer até que os objetivos finais sejam alcançados e mantidos por alguns anos. Os dados também devem ser coletados durante um período suficiente para incorporar ciclos naturais de variação, como a precipitação.

Número e distribuição espacial de amostras

Os esforços de monitoramento visam avaliar o sucesso de todo um projeto de restauração baseado em amostras de vários locais dentro de um sítio. “Quantas amostras coletar?” e “Como as distribuir em um sítio?” são perguntas comuns. É importante ressaltar que os locais de amostragem devem ser selecionados de forma imparcial, seja aleatoriamente ou sistematicamente (por exemplo, a cada 5 metros ao longo de uma transecção). Há uma tendência de amostragem em áreas de fácil acesso ou que parecem ser mais bem sucedidas, o que envia os resultados. Muitas vezes, faz sentido distribuir amostras através de *gradientes ambientais conhecidos* (por exemplo, através de tipos de solo, tanto em *corredeiras* quanto em poços, em rios, ou ao longo de gradientes de elevação). Neste caso, a variável ambiental de interesse é mapeada e, em seguida, os locais de amostragem são distribuídos em diferentes categorias ao longo do gradiente.

Em geral, quanto mais amostras, melhor se é para representar as condições do local, dada a alta variância típica na maioria dos sistemas naturais, mas o número de amostras colhidas sempre precisará ser equilibrado com os recursos disponíveis. Quanto maior a variação de um parâmetro, mais amostras são necessárias para comparar os sistemas restaurados e os de referência. A maneira mais rigorosa de se decidir sobre o número de amostras é coletar dados piloto e determinar a variância, bem como a diferença do objetivo que se quer detectar (por exemplo, uma diferença de <5% na cobertura vegetal do sistema de referência), e depois consultar alguém que tenha treinamento estatístico para determinar o número de amostras necessárias para se detectar essa diferença. Elzinga et al. (1998) fornecem uma excelente discussão sobre como se determinar a distribuição, o tamanho e o número de amostras.

Garantia do controle de qualidade

Os dados de monitoramento são coletados por várias pessoas, remuneradas ou voluntárias, ao longo de vários anos para se avaliar se os ecossistemas estão se recuperando. Portanto, é fundamental documentar protocolos de monitoramento e localização dos sítios minuciosamente para se garantir medições consistentes. Não é incomum que métodos inteiros não sejam documentados e pequenas anotações sobre modificações ou suposições são ainda menos propensas a serem registradas, o que dificulta as comparações entre as amostras. Além disso, mudanças no relevo e vegetação podem dificultar que se encontre os locais de monitoramento originais nos anos seguintes. Os locais de monitoramento devem ser registrados com um Sistema de Posicionamento Global (GPS) para facilitar a localização de parcelas amostrais nos anos subsequentes, mesmo que os delimitadores sejam des-

truídos ou removidos. É comum que delimitadores das parcelas se movam ou desapareçam inteiramente de um local em apenas um ano por uma série de razões (por exemplo, mamíferos escavadores, deslizamentos de terra ou remoção por pessoas não participantes do projeto). Mesmo métodos de monitoramento qualitativos simples, como fotos tiradas de um mesmo ponto, devem ser cuidadosamente documentados para que a localização exata, a direção e o enquadramento da câmera sejam gravados.

Para se comparar dados de monitoramento entre locais e períodos de amostragem, é essencial garantir uma qualidade consistente entre os conjuntos de dados, especialmente quando muitas pessoas, incluindo voluntários e diferentes equipes de trabalhadores, estão envolvidas no monitoramento. O controle de qualidade inclui garantir que aqueles que fazem o monitoramento recebam treinamento padronizado antes de cada período de medição, que os procedimentos de medição de indivíduos recém-treinados sejam duplamente verificados por e em comparação com os de observadores experientes e que todos os dados sejam verificados por um indivíduo experiente para detectar o maior número possível de erros.

Análise de dados e compartilhamento de resultados

Uma longa discussão sobre as estatísticas utilizadas na comparação de áreas restauradas com dados históricos ou um sistema de referência está além do escopo deste livro e indico aos leitores inúmeras outras publicações que abordam este tema em detalhes (por exemplo, Michener 1997; Elzinga et al. 1998; Chapman 1999; Osenberg et al. 2006). É importante reconhecer que a entrada, a verificação e a análise de dados podem ser tarefas demoradas e raramente são orçadas nos custos de monitoramento. Conseqüentemente, muitos projetos coletam dados extensos que nunca são analisados, tornando-os inúteis na avaliação dos objetivos e na informação para decisão sobre manejo futuro. Assim, os programas e orçamentos de monitoramento devem sempre abordar as questões como quando e quem analisará os dados e essas informações devem ser incluídas no processo de planejamento.

Os projetos de restauração devem ter um plano de divulgação de resultados para as partes interessadas, bem como para pessoas envolvidas em outros projetos semelhantes. Compartilhar sucessos e fracassos de esforços de restauração por meio de canais formais e informais (por exemplo, palestras, visitas de campo, resumos de projetos, publicações formais, consultas um-a-um) é inestimável para ajudar a melhorar o sucesso de projetos futuros e minimizar a “reinvenção da roda”. Cada vez mais, projetos financiados publicamente são necessários para compartilhar dados, mas a implantação desse compartilhamento de dados ainda está nos estágios iniciais. Por exemplo, a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo criou um site para relatar dados de monitoramento de projetos obrigatórios de restauração da Mata Atlântica e do Cerrado no estado (estudo de caso da Mata Atlântica, Viani et al. 2017) e uma base de dados semelhante foi criada para compartilhar métodos e monitoramento de projetos de restauração de campos no centro-oeste dos Estados Unidos (Walker et al. 2018). Embora os resultados sejam

menos propensos a serem compartilhados quando os projetos não cumprem objetivos, as lições aprendidas nesses casos devem ser amplamente compartilhadas para minimizar falhas futuras e melhorar o custo-efetividade dos próximos projetos.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Elzinga, Caryl L, Daniel W Salzer, and John W Willoughby. 1998. *Measuring and Monitoring Plant Populations*. Denver, CO: Bureau of Land Management.

Fornecer uma visão completa de todos os aspectos do planejamento e implantação de programas de monitoramento, bem como gerenciamento e análise de dados

- Evans, Kristen, Manuel R Guariguata, and Pedro HS Brancalion. 2018. "Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration." *Conservation Biology* 32: 525–534.

Fornecer justificativa para e muitos exemplos de monitoramento participativo na restauração

- Lindenmayer, David B, and Gene E Likens. 2018. *Effective ecological monitoring*. 2nd ed. London: Earthscan.

Fornecer uma estrutura sólida e dicas para planejar e executar um programa eficaz de monitoramento ecológico.

DISCUTI as praticidades do planejamento e monitoramento de projetos de *restauração ecológica* nos [capítulo 3](#) e [capítulo 4](#). Agora eu passo para a *ecologia da restauração*, que é definida como “a ciência na qual a prática [da restauração ecológica] se baseia” (SER 2004). Uma das razões pelas quais muitos projetos de restauração falham é a falta de compreensão da ecologia do sistema. Felizmente, colaborações entre cientistas e *restauradores* para incorporar experimentos científicos e monitoramento em projetos de restauração fornecem uma excelente oportunidade para aprofundar nossa compreensão de interações ecológicas complexas e melhorar o sucesso de futuros projetos de restauração ([capítulo 4](#); Murcia e Aronson 2014; Palmer et al. 2016). Por exemplo, Woods (1984) descobriu que o fracasso na dispersão das espécies herbáceas de sub-bosque sanguinária (*Sanguinaria canadensis*) e gengibre-selvagem-do-Canadá (*Asarum canadense*), reintroduzidas em uma floresta no arboreto da Universidade de Wisconsin, foi devido à baixa abundância de espécies de formigas dispersoras. Essa descoberta levou a mais pesquisas sobre o papel das formigas na dispersão das sementes dessas duas espécies.

O *modelo de referência* ([capítulo 3](#)) deve basear-se em uma compreensão completa da ecologia do ecossistema que está sendo restaurado. Isso inclui a compreensão da biologia das *espécies-alvo*, incluindo informações sobre suas habilidades de dispersão, limitações ao estabelecimento e requisitos de hábitat. O modelo de referência também deve considerar as interações entre espécies e como essas interações mudam ao longo do tempo. As interações com espécies podem assumir muitas formas, como *competição*, predação, parasitismo, polinização ou dispersão de sementes. Por exemplo, quais espécies facilitam (melhoram) a colonização de uma espécie alvo e quais competem com ela? A presença de certas espécies *mutualistas* é necessária para uma espécie de interesse estabelecer-se com sucesso? Finalmente, é preciso entender a *ciclagem* de energia, luz, nutrientes e água em um sistema e como isso afeta a distribuição e produtividade das espécies.

Raramente um gestor de recursos naturais tem conhecimento completo de todos os componentes integrantes de um ecossistema, mas é útil rever e sintetizar o conhecimento biofísico existente sobre um ecossistema para montar o modelo de

referência e direcionar os esforços de restauração. Isso ajuda na identificação de ações essenciais para se melhorar o sucesso da restauração (por exemplo, aumentar a vazão de água, introduzir um fungo ou uma bactéria mutualista), bem como identificar lacunas de conhecimento. O processo de pesquisa, discussão e elaboração de representações visuais dos ecossistemas ajuda a elucidar o que se sabe sobre o sistema, onde mais informações são necessárias e quais fatores são mais importantes de se abordar para se alcançar os resultados de restauração desejados. Essas informações podem ser sintetizadas de várias formas: desde um resumo de texto, passando por uma ilustração da distribuição de tipos de vegetação em função de condições abióticas e idade do local (fig. 5.1), até modelos mais detalhados ilustrando as principais interações abióticas e bióticas que afetam as espécies-alvo (fig. 5.2).

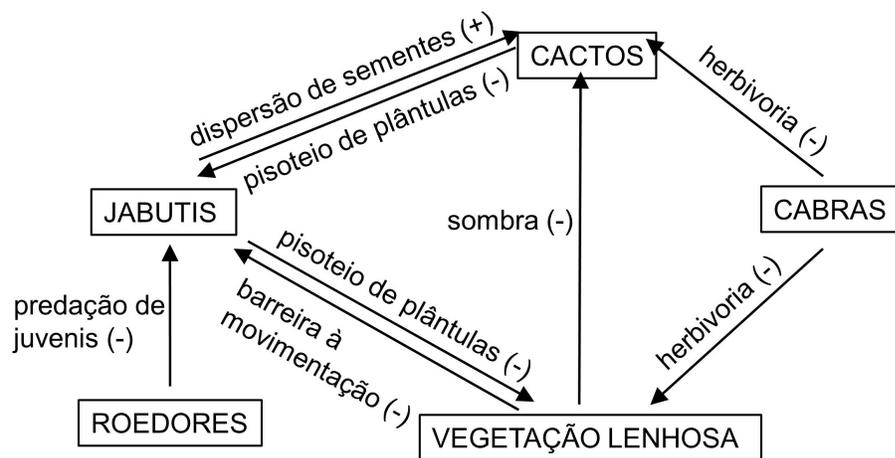


Figura 5.1: Interações complexas entre tartarugas gigantes de Galápagos nativas, cactos arbóreos nativos, vegetação lenhosa e ratos e cabras exóticos (estudo de caso de Tartaruga de Galápagos). (+) indica um efeito positivo e (-) um efeito negativo de um organismo sobre o outro. A remoção de um organismo tem o efeito oposto, portanto, a remoção de cabras tem um efeito positivo tanto nos cactos quanto na vegetação lenhosa.

Modelos de referência para ecossistemas ou *habitats* específicos devem ser baseados em fundamentos ecológicos ou teorias ecológicas mais amplas (Palmer et al. 2016). Teorias ecológicas sintetizam dados anteriores de muitos locais e ecossistemas diferentes e, portanto, podem ser úteis na previsão e direcionamento dos resultados da restauração (Török e Helm 2017). Os capítulos de Palmer et al. (2016) discutem minuciosamente uma série de teorias ecológicas e suas aplicações à ciência e à prática da restauração. Neste capítulo, eu foco em (1) regime de distúrbios e modelos de *recuperação* do ecossistema e (2) efeito de processos espaciais em larga escala, como a dispersão de plantas e animais, na recuperação. Forneço uma breve revisão de vários conceitos ecológicos e destaco como eles podem direcionar

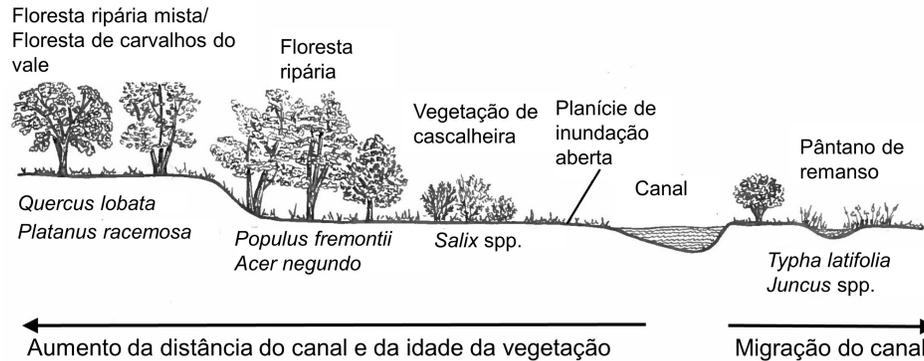


Figura 5.2: Modelo conceitual da distribuição geral dos tipos de vegetação ripária na região central da Califórnia (estudo de caso do rio Sacramento) em função da distância do canal e estágio sucessional. Adaptado de Greco (1999). Com o tempo, a margem direita irá erodir durante eventos de alta vazão e o canal se moverá para a direita, expondo um novo hábitat de planície de inundação aberta que passará lentamente para os estágios sucessionais iniciais de vegetação da cascalheira, para floresta ripária no estágio intermediário da sucessão e para a floresta ripária mista e floresta de carvalhos no final da sucessão. À medida que os canais antigos são preenchidos ao longo do tempo, o hábitat de pântano é criado. Desenho por M. Pastor.

os esforços de restauração para melhorar o sucesso em longo prazo. Recomendo fortemente que os leitores façam um curso ou leiam livros introdutórios sobre ecologia e biologia da conservação, que abordam esses tópicos com mais detalhes. É igualmente importante rever as informações disponíveis sobre a ecologia do ecossistema em questão ou sobre as espécies envolvidas.

REGIME DE DISTÚRBIOS

A maior parte dos ecossistemas está adaptada a alguma forma de *distúrbio* natural (tabela 5.1). Distúrbios naturais são eventos recorrentes que mudam a *estrutura do ecossistema*, a *composição das espécies* e/ou os *processos ecossistêmicos*. Distúrbios naturais são frequentemente importantes na manutenção do conjunto completo de espécies em um determinado tipo de ecossistema. Por exemplo, chuvas intensas e inundações episódicas controlam o estabelecimento de plantas em planícies de *inundação* e desertos. Vários ecossistemas terrestres evoluíram com incêndios periódicos; espécies como o capim-aramé (*Aristida stricta*) e o pinheiro-de-tabuleiro (*Pinus pungens*) no sudeste dos Estados Unidos necessitam de fogo para reprodução (Vogl 1980). Muitas espécies de árvores tropicais em regiões costeiras adaptaram-se para rebrotar logo após seus caules primários serem danificados, permitindo que as florestas se recuperem rapidamente após furacões (Vandermeer et al. 2000).

Tabela 5.1: Restauração de sistemas ecológicos adaptados a distúrbios

Tipo de distúrbio	Ecossistema	Exemplos de adaptação	Estratégia para simular a adaptação
Fogo	Algumas pastagens temperadas, arbustos, florestas	A germinação de sementes é estimulada pelo fogo, rebrota	Expor sementes a altas temperaturas ou produtos químicos da fumaça para melhorar a germinação
Inundação	Áreas úmidas, florestas ripárias	As plantas podem suportar inundações prolongadas e as raízes crescem rapidamente para chegar ao nível da água	Cultivar mudas em vasos profundos para incentivar o crescimento das raízes
Furacão	Floresta tropical costeira	Alta capacidade de rebrota de troncos quebrados	Propagar vegetativamente espécies de árvores por meio de estacas
Seca	Florestas secas, áreas arbustivas áridas e desertos	Perda de folhas durante a seca e formação de raízes profundas	Cultivar mudas em vasos profundos para estimular o crescimento das raízes
Vento	Dunas	Alguns invólucros de sementes que precisam ser <i>escarificados</i> com fricção com areia	Usar ácido ou lixa para escarificar os invólucros de sementes
Pastagem por grandes mamíferos	Savanas e pastagens	Espécies com folhas basais, espécies que rebrotam	Roçar para reduzir a competição com espécies de maior estatura

Os regimes de distúrbio (por exemplo, tipo, frequência, magnitude e duração do distúrbio) variam ao longo de vários gradientes que afetam a recuperação, incluindo extensão espacial, intensidade, previsibilidade e frequência. Por exemplo, o ecossistema chaparral (arbustivo) na costa da Califórnia evoluiu com incêndios provocados por raios, que provavelmente ocorreram a cada 50 a 100 anos (Keeley 2002). Em contraste, campos naturais no Centro-Oeste dos Estados Unidos provavelmente queimaram a cada poucos anos no passado, mas a temperaturas mais baixas devido à menor biomassa vegetal (Axelrod 1985). As áreas úmidas costeiras inundam previsivelmente em um ciclo diurno com as marés, enquanto muitas áreas úmidas de água doce inundam sazonalmente com a intensidade, o tempo e a duração sendo dependentes da precipitação.

Ações humanas muitas vezes alteram a frequência e a intensidade dos distúrbios. Por exemplo, os nativos americanos diminuíram a intensidade de pastagem caçando grandes animais pastadores e aumentaram a frequência de incêndios, queimando *hábitats* intencionalmente para favorecer plantas alimentícias desejadas. Mais recentemente, a supressão generalizada de incêndios em muitas terras selvagens norte-americanas, com a finalidade de reduzir os riscos à infraestrutura humana, resultou em maiores cargas de combustível. Isso, em combinação com o aumento das temperaturas e secas extremas, tem causado incêndios mais intensos e mais quentes (Brotans et al. 2013). Da mesma forma, espécies lenhosas invasoras introduzidas pelas atividades humanas podem aumentar a biomassa e, assim, aumentar a intensidade dos incêndios.

Implicações para a restauração

Reconhecer o regime de distúrbio com o qual os ecossistemas evoluíram e como as atividades humanas alteraram os regimes de distúrbios é essencial para delinear um projeto de restauração. Por exemplo, em ecossistemas áridos e semiáridos onde tempestades de raios provocam incêndios, restaurar um regime de fogo ou fazer queimas controladas é uma abordagem de restauração comum. Em contraste, as florestas tropicais úmidas não são adaptadas aos incêndios, por isso os incêndios antropogênicos matam a maioria das espécies de árvores e favorecem gramíneas invasoras que vêm de ecossistemas adaptados ao fogo. Portanto, os esforços de restauração de florestas tropicais úmidas visam prevenir, em vez de restaurar um regime de fogo.

Em alguns casos, as mudanças no regime histórico de distúrbios são a principal causa da degradação do habitat. Nesses casos, restabelecer o regime de distúrbios é muitas vezes a maneira mais eficaz de se restaurar o ecossistema. Por exemplo, no rio Cosumnes, um rio sem represas no centro da Califórnia, os esforços iniciais de restauração florestal da várzea concentraram-se no plantio de árvores nativas, mas esses esforços demandaram muitos recursos e os plantios tiveram baixas taxas de sobrevivência e crescimento (Swenson et al. 2003). Após o rompimento acidental de um *dique* uma alta dispersão de sementes e estabelecimento de mudas durante a inundação resultaram no rápido estabelecimento de uma floresta de várzea diversificada. Desde esse acidente os gestores de recursos têm manejado diques e permitido intencionalmente inundações periódicas para restaurar a vegetação nativa, em vez de plantar árvores.

Embora o restabelecimento do regime histórico de distúrbios possa ser a maneira mais eficaz de se restaurar ecossistemas adaptados a distúrbios, muitas vezes isso não é possível dadas as intervenções de engenharia anteriores e os usos humanos contínuos. Por exemplo, muitos rios são represados por barragens e diques, impedindo regimes naturais de vazão e sedimentação. Da mesma forma, os incêndios podem ameaçar a infraestrutura humana e causar problemas de qualidade do ar, tornando-os socialmente inaceitáveis em muitos locais. Nesses casos, os restauradores precisarão pensar em como simular distúrbios aos quais os ecossistemas evoluíram (tabela 5.1). Em experimentos repetidos tem-se testado a duração e a eficácia da abertura controlada das comportas da Represa Glen Canyon para se restaurar as praias e certas espécies-alvo nos confins do rio Colorado nos Estados Unidos (Melis et al. 2012). Para se restaurar espécies vegetais adaptadas ao fogo na ausência incêndios, pode ser necessário estimular a germinação expondo sementes a altas temperaturas ou aos produtos químicos presentes na fumaça (Keeley e Fotheringham 1998). Distúrbios naturais têm muitos efeitos, por isso, os esforços para imitar distúrbios raramente resultam em recuperação completa do sistema, mas podem aumentar o sucesso dos esforços de restauração.

RECUPERAÇÃO APÓS DISTÚRBIOS

Após um distúrbio, natural ou antrópico, os ecossistemas passam por uma mudança gradual nas condições *abióticas*, na *composição da comunidade* e na *estrutura do ecossistema* ao longo do tempo, em um processo conhecido como *sucessão*. O modelo clássico caracteriza a sucessão como uma progressão previsível das comunidades de um estado inicial, recentemente perturbado, para um estado de clímax estável e permanente (maduro) (Clements 1916). Neste modelo, as espécies pioneiras possuem altas taxas reprodutivas, boas habilidades de dispersão e adaptações às condições de alta luminosidade e temperatura, típicas de áreas perturbadas. Com o tempo, essas espécies colonizadoras iniciais *facilitam* (tornam as condições mais favoráveis) o estabelecimento de espécies colonizadoras tardias, que tendem a ter a dispersão limitada, investem mais recursos em menos descendentes, têm requisitos de habitats mais especializados e são melhores competidoras por nutrientes, luz e água limitados. Este modelo de sucessão ecológica é consistente com os modelos iniciais de recuperação do ecossistema na literatura de restauração que visam restaurar os ecossistemas a um determinado ponto final após um certo período ([capítulo 2](#); [fig. 2.1](#); Bradshaw 1984). Este modelo linear de sucessão se encaixa muito bem nos ecossistemas florestais do leste dos Estados Unidos, uma vez que foi originalmente baseado nesses ecossistemas, mas uma série de autores têm destacado de inúmeras maneiras como este modelo não se encaixa nas *trajetórias sucessionais* de muitos outros ecossistemas.

Uma crítica a esse modelo linear de sucessão é que, como discutido na seção anterior, muitos ecossistemas não progridem em direção a um chamado sistema clímax, mas sim sofrem distúrbios frequentes que mantêm o ecossistema em um estado dinâmico. Por exemplo, eventos de inundação em rios podem causar erosão das margens para que o canal do rio mude de trajetória ([capítulo 6](#)), o que expõe bancos de areia abertos onde a vegetação do estágio inicial da sucessão pode colonizar, criando um mosaico de tipologias vegetais ([fig. 5.1](#)).

Em segundo lugar, espécies que colonizam rapidamente após distúrbios podem não facilitar o estabelecimento de espécies de etapas tardias da sucessão. Em ecossistemas com fortes limitações abióticas como desertos, as espécies que se estabelecem inicialmente muitas vezes dominam o sistema em longo prazo, em vez de serem substituídas por sucessivos estágios de plantas colonizadoras. Além disso, os cientistas há muito tempo observam que mesmo em ecossistemas que possuem uma sucessão previsível, as espécies que colonizam ou que são plantadas inicialmente podem influenciar fortemente a trajetória sucessional do sistema (Walker e Del Moral 2003; Temperton et al. 2016). Em alguns casos, espécies altamente agressivas, que são frequentemente exóticas, estabelecem-se no início do processo de recuperação e impedem a colonização de espécies tardias, retardando assim a velocidade da sucessão. Por exemplo, arbustos pioneiros podem impedir o estabelecimento de mudas de árvores de floresta tropical em pastagens abandonadas (Zahawi e Augspurger 1999).

Em terceiro lugar, muitos estudos demonstram que alguns ecossistemas têm vários *estados alternativos* possíveis em vez de uma única comunidade clímax (Suding et al. 2004; Hobbs e Suding 2009). As trajetórias dos ecossistemas em relação a esses diferentes estados ou pontos finais podem ser afetadas por muitos fatores, incluindo as primeiras espécies a colonizar, condições abióticas, a intensidade da degradação sofrida por tal habitat e a composição de espécies na paisagem circundante, que poderia potencialmente colonizar o local ao longo do tempo (Funk et al. 2008). Os ecossistemas savânicos de fisionomia campestre são um exemplo primordial de estados alternativos que vão de campos abertos a campos arbustivos a florestas abertas (Briske et al. 2005; Sankaran e Anderson 2009). Historicamente, esses ecossistemas transitavam entre gramíneas de baixo porte, gramíneas de porte alto e estados com maior cobertura vegetal lenhosa, dependendo da frequência e intensidade dos regimes de pastagem e fogo (fig. 5.3) criando um mosaico de diferentes ecossistemas. Graves distúrbios antropogênicos, como plantações para agricultura, pastagem excessiva pelo gado doméstico ou corte raso de árvores levam à compactação do solo e erosão em algumas áreas, uma transição de estados muito mais difícil de se reverter através da manipulação de regimes de distúrbios ou restauração ativa (fig. 5.3).

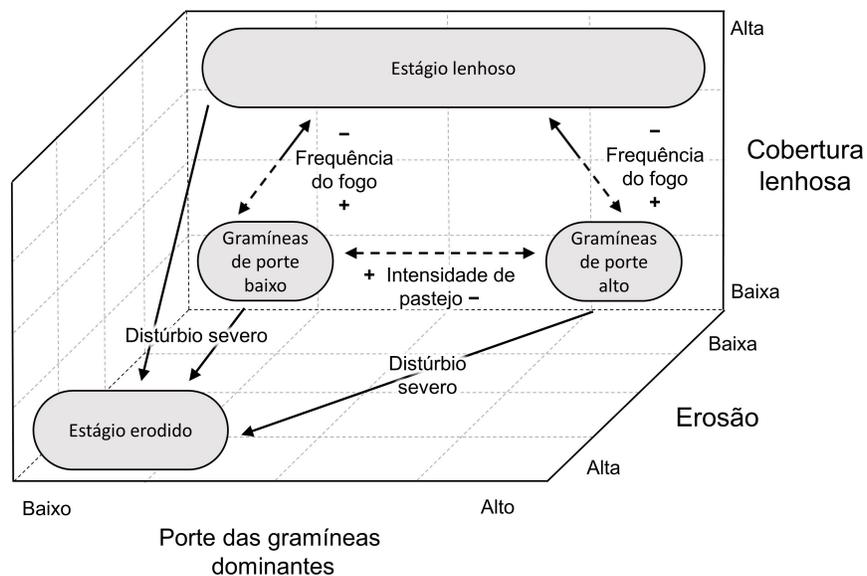


Figura 5.3: Modelo conceitual de estados alternativos em ecossistemas de campos naturais no centro-oeste dos Estados Unidos. Linhas tracejadas com setas representam transições que são reversíveis ao se manejar o regime de distúrbios, e linhas sólidas com setas representam transições difíceis de se reverter. Note que, à medida que a cobertura lenhosa se torna cada vez mais densa, retornar para uma formação campestre torna-se mais difícil. Distúrbios severos incluem lavrar a terra para agricultura, pastagem excessiva, incêndios catastróficos ou corte excessivo de madeira. Figura por J. Lesage. Adaptada de Briske, Fuhlenhoff e Smeins (2005).

As observações de diferentes trajetórias e estados alternativos levaram ecologistas a tentar desenvolver *regras de montagem*, ou formas de se prever as trajetórias dos ecossistemas, baseadas nas condições abióticas de um local, nas espécies que se estabelecem inicialmente e nas espécies na paisagem circundante que podem colonizar ao longo do tempo (Funk et al. 2008; Temperton et al. 2016). Por exemplo, Collinge et al. (2011) realizaram uma restauração experimental de uma lagoa sazonal (pequena área alagada de água doce) na Califórnia, na qual manipularam a densidade da sementeira e a ordem em que as espécies foram plantadas. A ordem em que as espécies foram plantadas influenciou a composição da comunidade no curto prazo, mas a profundidade da lagoa sazonal, um fator abiótico, desempenhou um papel mais forte na determinação da composição da comunidade em longo prazo (Collinge et al. 2011).

Implicações para a restauração

Estudos científicos e o acompanhamento da recuperação em projetos de restauração deixam evidente que (1) o processo de recuperação raramente é tão previsível quanto sugerido por modelos sucessionais simples e lineares e (2) a forma da trajetória sucessional varia muito entre os tipos de ecossistemas e até mesmo entre as diferentes porções dentro de um determinado ecossistema (Suding et al. 2016). No entanto, como etapa inicial no planejamento de um projeto de restauração, é fundamental que os restauradores reúnam informações, tanto de observações próprias quanto de estudos prévios, sobre a taxa e direção de possíveis trajetórias sucessionais. O conhecimento de possíveis desfechos e fatores bióticos e abióticos que provavelmente afetarão esses desfechos, devem direcionar ações para auxiliar o processo de recuperação.

Nos casos em que a recuperação do ecossistema é rápida e a trajetória sucessional é consistente com *metas* e *objetivos* de restauração (Gann et al. 2019) a *regeneração natural* é muitas vezes a abordagem de restauração menos intensiva e mais econômica (Prach e del Moral 2015; Chazdon e Guariguata 2016). Nesses casos, intervir ativamente para se restaurar o sistema pode ser um desperdício de recursos ou pode até retardar a recuperação. Por exemplo, pastagens no Brasil central mostram alta regeneração florestal a partir da rebrota de árvores. O plantio de mudas de árvores para restaurar o Cerrado é caro e prejudica a rebrota de árvores, portanto não há ganho líquido na densidade de árvores (Sampaio et al. 2007).

Uma estratégia sábia, se socialmente viável, é esperar alguns anos antes de se intervir ativamente na restauração, durante os quais os restauradores podem avaliar a taxa de regeneração natural e a composição das espécies (Múrcia e Aronson 2014). Se uma área se recupera a uma taxa intermediária, uma boa abordagem pode ser a regeneração assistida ([capítulo 2](#)). As ações típicas de *regeneração assistida* variam de acordo com o tipo de ecossistema, mas podem incluir a restauração de fluxos ecológicos e a passagem de peixes em sistemas aquáticos; a remoção de *espécies invasoras* que superam as nativas ou a limpeza de aceiros para reduzir o risco de incêndios em sistemas não adaptados ao fogo (Shono et al. 2007; Gann et al. 2019).

Em ecossistemas de recuperação lenta é importante caracterizar o modelo sucessional e identificar os fatores que limitam a recuperação antes de selecionar cuidadosamente estratégias de *restauração ativa*. O ecossistema está tão degradado que é necessário reconstruir completamente a *topografia, hidrologia* e/ou outras condições *abióticas* para fornecer as condições de hábitat adequadas para o ecossistema nativo e espécies-alvo se recuperarem? Se as espécies-alvo não colonizarem naturalmente, o próximo passo é reintroduzir ativamente essas espécies.

Os restauradores também devem reconhecer que o estabelecimento de um conjunto específico de espécies no início de um projeto não garante que espécies adicionais colonizarão naturalmente; uma suposição referida como o “campo dos sonhos” (Hilderbrand et al. 2005). Mesmo quando as espécies desejadas colonizam, o monitoramento contínuo e o *manejo adaptativo* ([capítulo 4](#)) são necessários para se garantir que um projeto de restauração siga a trajetória sucessional desejada. Projetos de restauração muitas vezes requerem *manejo* contínuo, como a remoção de espécies invasoras e a introdução de espécies de etapas finais da sucessão que não colonizam a área prontamente.

A sucessão ecológica após distúrbios naturais e antropogênicos é um processo de longo prazo que pode levar muitos anos, décadas ou séculos, mesmo com a gestão humana para acelerar o processo de recuperação. Entretanto, há uma forte pressão para se cumprir os objetivos do projeto e se demonstrar resultados favoráveis dentro de alguns anos. Isso muitas vezes resulta em uma tensão entre metas e recursos de projetos de curto e longo prazo. Por exemplo, prevenir a erosão estabelecendo rapidamente a cobertura do solo pode ser um objetivo importante em um sistema altamente perturbado, mas muitos estudos têm mostrado que o plantio de espécies exóticas agressivas para o controle da erosão inibe o estabelecimento e o crescimento de espécies tardias (Holl 2002b). Os orçamentos dos projetos de restauração geralmente abrangem de um a poucos anos em vez de um tempo adequado, necessário para manejar e direcionar a trajetória sucessional de um ecossistema no longo prazo. Não há solução simples para equilibrar essa incompatibilidade temporal. Na melhor das hipóteses, serão definidos objetivos direcionados que correspondem a modelos de referência sequenciais que representam etapas ao longo da trajetória de recuperação (Clewell e Aronson 2013). Em seguida, o monitoramento avaliará se os objetivos intermediários estão sendo cumpridos e se são consistentes com a recuperação do ecossistema em longo prazo e, se este não for o caso, ações corretivas serão adotadas ([capítulo 4](#)).

PROCESSOS ECOLÓGICOS EM GRANDES ESCALAS ESPACIAIS

Considerar os projetos de restauração em escala espacial ampla é essencial, pois as atividades humanas, muitas vezes, afetam os ecossistemas muito além de suas fronteiras visíveis e a recuperação de ecossistemas que sofreram distúrbios é fortemente influenciada por processos físicos e ecológicos em áreas ao redor do local de restauração (Holl et al. 2003; Metzger e Brancalion 2016). A [tabela 5.2](#) lista vários processos de grande escala que afetam a recuperação e restauração de matas *cilia-*

res, como inundações, taxa de vazão de água, entradas de nutrientes e movimentos de plantas e animais.

Tabela 5.2: Processos ecológicos operando em larga escala espacial que influenciam a recuperação e restauração de matas ripárias.¹

Processos físicos
<ul style="list-style-type: none"> • Taxa de fluxo de água • Taxa de retirada de água • Inundações (frequência, tempo, duração, magnitude) • Lixiviação/erosão • Deposição de sedimentos e nutrientes • Movimento de químicos (fertilizantes, pesticidas)
Processos populacionais
<ul style="list-style-type: none"> • Dispersão e colonização de sementes • Fluxo gênico (sementes e pólen)
Processos em comunidades
<ul style="list-style-type: none"> • Movimento de dispersores de sementes, polinizadores e outros mutualistas (por exemplo, <i>micorrizas</i>) • Movimento de herbívoros, predadores de sementes e parasitas • Dispersão e colonização de espécies invasoras
Alterações humanas nos processos
<ul style="list-style-type: none"> • Barragens • Diques • Bombeamento de águas subterrâneas • Mudanças no uso da terra (por exemplo, conversão de uso da terra, práticas agrícolas) • Precipitação (mudança climática)

¹ Modificado de Holl et al. 2003.

Os termos paisagem e larga escala têm definições variadas. Forman e Godron (1981, p. 733) descrevem uma paisagem como um “aglomerado de ecossistemas em interação” que trocam organismos e materiais (por exemplo, água, nutrientes) através de “uma área de quilômetros de extensão”, enquanto Metzger e Brancalion (2016, p. 91) definem uma paisagem como “mosaico heterogêneo composto por unidades da paisagem interativas” e enfatizam que a escala da paisagem depende da amplitude do organismo ou processo em questão. Algumas plantas herbáceas respondem à distribuição de água e nutrientes em pequena escala (<1-5 m) e suas sementes apenas são dispersadas por algumas dezenas de metros para colonizar novos locais. No entanto, elas podem ser predadas por insetos ou mamíferos que se deslocam por muitos quilômetros e são influenciados pela deposição de nitrogênio das atividades humanas distantes mais de dezenas de quilômetros. Claramente, os restauradores devem considerar como as áreas circundantes afetam o local sendo restaurado e a escala espacial a se considerar será definida pelo ecossistema, organismo ou processo relevante.

Aqui, discuto teorias sobre o tamanho do fragmento de hábitat e conectividade na paisagem e suas implicações para a alocação de esforços de restauração em larga escala. No [capítulo 6](#) eu discuto a restauração de processos físicos, como ciclagem hídrica e fluxos de nutrientes em uma série de escalas espaciais.

Tamanho do fragmento

Áreas ou fragmentos de hábitat maiores são desejáveis por várias razões. Primeiro, áreas maiores abrigam mais espécies do que fragmentos menores se o hábitat for de qualidade semelhante (MacArthur e Wilson 1967; Ewers e Didham 2006). Isso ocorre em parte porque os fragmentos de hábitat maiores normalmente têm uma gama maior de recursos para espécies variadas. Além disso, eles têm espaço suficiente para hospedar espécies que requerem grandes áreas, como algumas aves e mamíferos.

Em segundo lugar, grandes fragmentos geralmente abrigam populações maiores de espécies individuais, e populações maiores são menos propensas à *extinção* (Lande 1993; Metzger e Brancalion 2016). Pequenas populações são frequentemente altamente suscetíveis à extinção devido à *estocástica ambiental* (variação aleatória em condições climáticas ou distúrbios naturais) e variabilidade natural nas taxas de nascimento e morte. Por exemplo, uma espécie rara de borboleta com apenas uma ou poucas populações está em maior risco de extinção por eventos extremos, que resultam em um declínio dramático nas populações de plantas hospedeiras. Da mesma forma, pequenas populações tendem a ter baixa variação genética, o que pode levar à *depressão endogâmica*, processo pelo qual genes prejudiciais acumulam-se na prole. Muitas espécies de felinos grandes, como a pantera da Flórida (*Puma concolor*), agora têm populações tão pequenas, que sofrem de depressão endogâmica e muitos de seus descendentes são inférteis.

Em terceiro lugar, as fronteiras ou bordas do hábitat, especialmente no caso das florestas, muitas vezes experimentam "*efeitos de borda*", onde as condições abióticas são mais extremas (Múcia 1995). Pense em quando você anda ao longo de uma borda da floresta: é mais quente, seco e mais iluminado do que mais longe, no interior da floresta. Os efeitos da borda podem variar de alguns metros a mais de cem metros em uma floresta, dependendo do organismo, da variável medida e do contraste entre os dois hábitats (Cadenasso et al. 2003). Condições abióticas na borda do hábitat tendem a favorecer espécies generalistas adaptadas aos distúrbios, superando as espécies que requerem hábitat interior intacto. Por essas razões, espécies exóticas invasoras tendem a ser mais comuns nas bordas das florestas. Por exemplo, trepadeiras invasoras, como a *Pueraria* spp., no sudeste dos Estados Unidos, crescem rapidamente sobre árvores nativas e arbustos, particularmente nas bordas da floresta. Uma vez que fragmentos maiores, e aqueles com uma forma mais regular, têm uma proporção menor de hábitat de borda em relação à área total de hábitat (Metzger e Brancalion 2016), eles hospedam mais espécies.

Finalmente, é mais viável restaurar processos ecossistêmicos (como fluxos de água e nutrientes) e regimes de distúrbios em fragmentos maiores do que em áreas menores. Em situações como o estudo de caso da Younger Lagoon, onde pequenas áreas de pastagens estão sendo restauradas em uma paisagem urbana, simplesmente não é possível restaurar um regime histórico de incêndios, dadas as preocupações com a possibilidade de os incêndios espalharem-se e causarem danos às casas próximas. Da mesma forma, a reintrodução de grandes pastadores não é prática em pequenas áreas.

Considerando que há muitas razões para que grandes áreas sejam desejáveis, é importante notar que alguns fragmentos pequenos abrigam espécies únicas ou possuem características incomuns de habitat (por exemplo, tipos raros de solo), o que os torna importantes para a conservação e restauração (Simberloff e Abele 1976). Portanto, deve-se considerar não apenas o tamanho, mas também a qualidade do habitat sendo restaurado. No entanto, os esforços de restauração devem priorizar áreas maiores de habitat ou áreas adjacentes ao habitat remanescente para ampliar fragmentos remanescentes quando possível (fig. 5.4A). Isso pode servir para reduzir os efeitos da borda no habitat remanescente ao longo do tempo e a área remanescente fornecerá uma fonte de colonização de plantas e animais para a área restaurada.

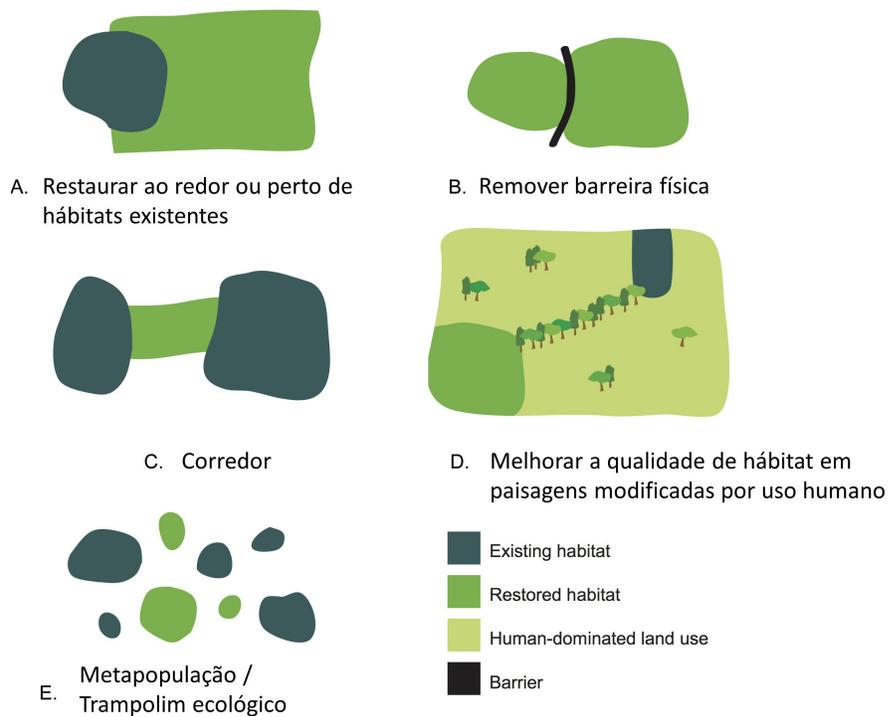


Figura 5.4: Abordagens para se aumentar a conectividade do habitat por meio da restauração. Figura por A. Calle.

Aumentando a conectividade da paisagem

Conservar e restaurar grandes áreas é desejável, mas só é realista em certas situações, devido à escala espacial das atividades humanas. Frequentemente, os projetos de restauração estão incorporados dentro de uma paisagem dominada pelo homem. Muitos grandes carnívoros, aves de floresta e espécies vegetais que es-

ses animais dispersam, e outras espécies com grandes variedades de habitats estão cada vez mais isoladas a fragmentos remanescentes, devido à dificuldade de se deslocarem através de manchas de uso do solo antrópicas. Assim, os esforços de restauração devem considerar como aumentar a *conectividade da paisagem* para facilitar o movimento da flora e da fauna e melhorar a colonização natural em áreas de restauração (Metzger e Brancalion 2016).

Todos os modelos de sucessão assumem que diferentes espécies colonizarão um fragmento ao longo do tempo, o que vai depender de populações de fontes próximas. Muitas espécies de plantas de campos não possuem mecanismos de dispersão de longa distância (Seabloom et al. 2003) e, em florestas tropicais, poucas sementes de árvores dispersas por animais são dispersas mais de 10-100 m além da borda florestal existente (Holl 2012). Portanto, restaurar áreas próximas a populações-fonte é desejável sempre que possível, para aumentar o número de espécies que podem colonizar naturalmente a área, reduzindo o custo global e o esforço de reintrodução ativa de espécies (fig. 5.4A).

Além disso, a restauração ecológica deve visar remover barreiras ao movimento de organismos, nutrientes e água (fig. 5.4B). Muitos projetos de restauração aquática concentram-se na remoção de barragens, diques e estradas, que impedem o fluxo de água e, portanto, a colonização e o estabelecimento da flora e da fauna. Por exemplo, mais de 1600 barragens de vários tamanhos foram removidas ao longo do século passado apenas nos Estados Unidos (American Rivers n.d.); o que permite o transporte de nutrientes e sedimentos rio abaixo e o deslocamento de vários organismos aquáticos em ambas as direções (capítulo 6). Nos casos em que as estradas dividem fragmentos de habitat, os corredores ecológicos do tipo subterrâneo (túneis) para animais que habitam o solo ou do tipo viaduto (pontes ou escadas de corda) para animais que habitam árvores têm sido usados com algum sucesso para facilitar o deslocamento de animais (veja no site do livro ilustrações de algumas estruturas para melhorar o movimento da fauna).

Uma abordagem para melhorar o deslocamento dos organismos entre fragmentos é se restaurar *corredores ecológicos* que ligam os fragmentos existentes (fig. 5.4C). Os corredores podem aumentar o movimento entre fragmentos existentes e, portanto, servir para aumentar o *fluxo gênico* entre populações, reduzindo alguns dos problemas de pequenas populações discutidos na seção anterior, como a depressão endogâmica. Em Queensland, Austrália, vários corredores de florestas tropicais, com cerca de 100 metros de largura e até 1,2 km de comprimento, foram plantados com uma gama diversificada de espécies de árvores nativas, ligando fragmentos florestais remanescentes (Tucker e Simmons 2009). As árvores plantadas fecharam o dossel dentro de alguns anos, o que facilitou o estabelecimento de uma diversidade de outras plantas de florestas tropicais dentro do corredor e aumentou o movimento de pequenos mamíferos entre fragmentos.

Embora os corredores ecológicos possam melhorar a conectividade da paisagem, sua utilidade depende da largura do corredor e das necessidades biológicas das espécies-alvo. Enquanto pequenos mamíferos podem usar um corredor de 20 metros de largura, algumas aves tropicais e grandes mamíferos precisam de corre-

dores de 200 metros de largura ou mais (Lees e Peres 2008). Além disso, a eficácia dos corredores depende da qualidade do hábitat que eles proporcionam. Devido à sua forma, os corredores têm uma alta proporção de borda em relação a hábitat de interior, tipicamente tornando-os hábitats de baixa qualidade para muitas espécies com necessidades de hábitat especializado. Ao mesmo tempo, essa alta proporção de bordas torna esses corredores fontes valiosas para a dispersão de sementes que favorecem a regeneração natural em terras abandonadas adjacentes (Rey Benayas e Bullock 2015).

Os gestores de recursos naturais podem aumentar o movimento entre fragmentos remanescentes e restaurados, manejando as manchas de uso do solo antrópicas entre esses hábitats para promover o movimento da fauna (fig. 5.4D). Dentro de paisagens agrícolas, é comum restaurar *matas ripárias* (faixas estreitas ao longo das bordas de campos que são pântanos ou rios adjacentes) para reter sedimentos e melhorar a qualidade da água. As matas ripárias e as *cercas-vivas* (linhas de arbustos ou árvores plantadas lado-a-lado nas bordas dos campos agrícolas) servem como corredores estreitos para facilitar o movimento de algumas espécies em toda a paisagem (Rey Benayas e Bullock 2015). Além disso, em paisagens originalmente florestadas, o aumento da cobertura de árvores dentro de pastagens e lavouras pode facilitar o movimento de uma variedade de espécies da fauna, incluindo aves e morcegos dispersores de sementes (Mendenhall et al. 2011). Reduzir o uso de agrotóxicos em áreas agrícolas melhora a qualidade do hábitat para insetos e outros componentes da fauna que os consomem. Embora apenas um subconjunto de espécies deixe o hábitat remanescente e se desloque através de uma paisagem antrópica, melhorar a qualidade das manchas antrópicas aumenta o número de espécies que o farão.

Considerando que restaurar corredores e manejar áreas agrícolas para melhorar o valor geral do hábitat aumentará o deslocamento de algumas espécies, outras espécies são naturalmente distribuídas de forma fragmentada em *metapopulações*, que são conjuntos de subpopulações geograficamente isoladas, interconectadas pela colonização e fluxo gênico entre subpopulações. Uma metapopulação muitas vezes consiste em uma ou mais populações maiores que são persistentes e várias populações menores que podem ser extintas quando as condições são desfavoráveis, mas são recolonizadas periodicamente quando as condições melhoram. Essas subpopulações oscilam separadamente, com movimentos ocasionais de organismos entre elas, que servem para recolonizar fragmentos disponíveis e redistribuir material genético. Espécies que dependem de hábitats naturalmente espalhados geralmente têm uma estrutura de metapopulação. Exemplos de organismos com metapopulações são anfíbios que vivem em lagoas, insetos que dependem de plantas hospedeiras que são distribuídas em manchas de tipos de solo e muitos organismos marinhos (por exemplo, peixes de recife, ostras, lagostas) que vivem em subpopulações separadas. Para essas espécies, restaurar manchas de hábitat que podem servir como trampolins ecológicos entre as populações pode ajudar a aumentar a persistência regional da espécie (fig. 5.4E). Por exemplo, McIntire et al. (2007) coletaram uma grande quantidade de dados sobre necessidades de hábi-

tat e comportamentos de movimento da Borboleta-azul-do-Fender (*Icarus icaroides*), ameaçada de extinção, que vive em pequenos fragmentos de áreas úmidas no noroeste dos Estados Unidos. Eles incorporaram essas informações em modelos de grande escala para ajudar as agências de gestão da terra a priorizar a conservação e a restauração de fragmentos de áreas úmidas disponíveis, para melhor conectar algumas das subpopulações maiores.

Implicações para a restauração

Os projetos de restauração devem ser planejados no contexto dos usos do solo circundantes com a compreensão de como os processos locais e em maior escala afetam o local de restauração e as espécies-alvo. O planejamento de projetos maiores deve incluir considerações sobre como aumentar a conectividade de forma mais eficaz para restaurar processos físicos, colonização de diferentes espécies e um conjunto complexo de interações de espécies para facilitar processos sucessionais naturais. Para pequenos projetos embutidos em áreas urbanas ou paisagens agrícolas de cultivo intensivo, é desafiador se restaurar os processos físicos e a dinâmica da sucessão. Portanto, a manipulação ativa contínua do hábitat geralmente é necessária para se restaurar o sistema a um estado que se assemelha ao modelo de referência.

A maneira mais adequada de se alocar esforços de restauração em uma grande área dependerá da ecologia das espécies-alvo, bem como dos usos do solo circundantes e das restrições do projeto (Metzger e Brancalion 2016). Por exemplo, decidir se é mais eficaz restaurar corredores e ou pequenas ilhas de vegetação como trampolins ecológicos depende da biologia e distribuição histórica das espécies e dos ecossistemas alvo, bem como da disponibilidade de terra para restauração. Na maioria dos casos, as escolhas sobre onde e como restaurar são restritas pela propriedade da terra, usos e custos concorrentes da terra; por isso, os restauradores devem trabalhar com o que está disponível. Como exemplo, projetos de restauração em grande escala são propensos a ter sucesso em terras que não são produtivas para a agricultura (Latawiec et al. 2015), onde protegerão os suprimentos usados por comunidades a jusante, ou em áreas que foram reservadas para fins de conservação. Em terras agrícolas altamente produtivas, é mais viável integrar a restauração florestal dentro de um mosaico de outros usos do solo, aumentando a cobertura arbórea na paisagem agrícola para aumentar a conectividade. Os sistemas silvipastoris na Colômbia são um exemplo onde essa abordagem está sendo bem-sucedida em atender às necessidades ecológicas e humanas na escala da paisagem (Calle et al. 2013). Arbustos e árvores *fixadores de nitrogênio* são plantados tanto dentro de pastagens quanto em cercas-vivas na borda dos campos para fornecer forragem e sombra de melhor qualidade para bovinos, o que melhora a produção de leite. Ao mesmo tempo, essas mudanças aumentaram o número de espécies de aves e reduziram a erosão do solo. Independentemente das restrições específicas de uma área, é importante se considerar o modelo de referência e o contexto espacial do projeto de restauração ao se decidir como alocar recursos de forma mais eficaz.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Metzger, Jean Paul, and Pedro HS Brancalion. 2016. "Landscape ecology and restoration processes." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 90–120. Washington, DC: Island Press.

Fornece uma boa visão geral dos processos ecológicos em larga escala na ecologia de restauração.

- Palmer, Margaret A, Joy B Zedler, and Donald A Falk. 2016. *Foundation of Restoration Ecology*, 2nd edition. Washington, DC: Island Press.

Um volume editado com inúmeros capítulos sobre conceitos ecológicos e teorias subjacentes à ecologia da restauração.

- Suding, Katherine, Erica Spotswood, Dylan Chapple, Erin Beller, and Katherine Gross. 2016. "Ecological dynamics and ecological restoration." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 27–56. Washington, DC: Island Press.

Discute diferentes modelos sucessionais de recuperação do ecossistema.

MUITAS atividades humanas mudam completamente as condições físicas de uma área. Por exemplo, os humanos constroem minas e redes de estradas em *ecossistemas terrestres*, canalizam rios e escavam e aterram áreas úmidas. Além disso, os usos do solo circundantes afetam profundamente tanto os fluxos hídricos quanto químicos em uma área em restauração. Por exemplo, mais de 50.000 grandes barragens bloqueiam a vazão de rios em todo o mundo, alterando as condições a jusante (International Rivers 2014). Nas paisagens agrícolas, tanto a entrada de nutrientes quanto de sedimentos nos corpos d'água próximos são tipicamente elevadas devido ao uso substancial de fertilizantes e ao aumento da erosão em solo exposto.

É fundamental restaurar as condições *abióticas* (por exemplo, *topografia*, disponibilidade de nutrientes, regime hídrico, luz, características do solo) em um local para primeiramente permitir a recuperação das comunidades desejadas de microrganismos, vegetais e animais. Em sistemas terrestres onde há extensa erosão em forma de ravinas, por exemplo, se alguém *revegetar* antes de corrigir os caminhos por onde o fluxo hídrico passa, a vegetação provavelmente será levada pela água. Se o período hídrico correto de uma área úmida não for restaurado, então é impossível se restaurar as comunidades vegetais que estão adaptadas ao período e à profundidade históricos da *inundação*.

A dinâmica dos rios, áreas úmidas e lagos é impulsionada por seus *regimes hídricos*, ou seja, a magnitude e a duração da vazão, que são influenciados pela entrada das águas superficiais e subterrâneas de toda a *bacia hidrográfica* (Roni e Beechie 2012). Como afirma a avaliação do National Research Council (1992) sobre a restauração aquática, “os rios e suas *planícies de inundação* (ou córregos e suas zonas *ripárias*) estão tão intimamente ligados que devem ser compreendidos, manejados e restaurados como partes integrantes de um único ecossistema”. No entanto, Palmer et al. (2014) revisaram 644 projetos de restauração de rios em todo o mundo e descobriram que apenas 4% deles foram implantados na escala de bacias hidrográficas.

Neste capítulo, discuto desafios e estratégias para se restaurar as características abióticas do *relevo* e dos regimes hídricos nos sistemas terrestres e aquáticos. Enfatizo a importância de se restaurar padrões e processos abióticos em pequena e larga escala espacial. Essas condições e processos físicos estão indissociavelmente ligados aos solos, à qualidade da água e à *ciclagem* de nutrientes, que discuto no [capítulo 7](#), e estabelecem as bases para a restauração bem-sucedida da biota de um ecossistema, discutida nos [capítulo 9](#) e [capítulo 10](#).

Ações humanas, como nivelamento de terrenos e aterramento de áreas úmidas para a agricultura, muitas vezes homogeneizam tanto as características abióticas quanto *bióticas* dos ecossistemas. Infelizmente, é comum aplicar estratégias de restauração homogêneas em grandes áreas, o que leva a ecossistemas menos diversos. As condições abióticas muitas vezes variam ao longo de alguns metros, levando à *heterogeneidade espacial* em pequena escala nos ecossistemas naturais. Essa distribuição desigual de recursos, combinada com padrões de dispersão variáveis e interações de espécies, leva a distribuições irregulares e coexistência de diferentes espécies (Larkin et al. 2016). Estratégias de restauração devem ser projetadas para recriar a heterogeneidade espacial natural do ecossistema, como profundidades variáveis de água em áreas úmidas ou concentração de nutrientes do solo em ecossistemas arbustivos ([capítulo 7](#)). Essa abordagem não só reflete mais de perto o *modelo de referência* histórico, mas também aumenta a chance de sucesso da restauração em condições climáticas variáveis. Doherty e Zedler (2015), por exemplo, descobriram que a criação de heterogeneidade em pequena escala de altitude (variando de 10 a 40 cm) em um projeto de restauração de prados úmidos em Wisconsin resultou em umidade do solo variada; isso, por sua vez, resultou em maior crescimento e sobrevivência de plantas *nativas* em micro sítios em maior altitude em um ano seco e melhores resultados em locais de menor altitude em um ano úmido.

Onde os humanos alteraram drasticamente o relevo e o movimento da água, a restauração pode exigir deslocamento substancial da terra e máquinas pesadas em grandes escalas para reconfigurar a topografia, restaurar padrões de canais fluviais, ou remover barragens ou outras barreiras ao fluxo de água. Esses esforços exigem mapas detalhados da topografia, do tipo de solo e da cobertura vegetal e podem envolver simulações de padrões de vazão de água para prever como ações específicas de restauração afetarão o regime hídrico. Nos casos em que a *degradação* anterior é menos intensa, ou os projetos são menores, abordagens menos intrusivas podem servir para modificar padrões topográficos ou caminhos de fluxo de água, como instalar tecidos para controle de erosão, plantar vegetação ou introduzir troncos ou pedras para redirecionar a vazão do rio.

RELEVO E HIDROLOGIA TERRESTRE

Nos sistemas naturais, alguns tipos de precipitação (chuvas e derretimentos de neve) infiltram-se no solo e, finalmente, podem percolar no sistema de água subterrânea. Uma porção pouco é consumida e transpirada pelas plantas. A água que

exceder a capacidade de infiltração do solo escoará superficialmente pelo solo e contribuirá diretamente para a vazão dos rios (fig. 6.1A). Este escoamento superficial é retardado pela vegetação e outras características que aumentam a rugosidade superficial, como cobertura morta ou a existência de terraços. Quando máquinas pesadas alteram a morfologia do local, isso afeta mais do que apenas o relevo. Isso remove a vegetação e aumenta a *compactação do solo*, reduzindo a infiltração de água no solo (Whisenant 1999). As mudanças combinadas no relevo, compactação do solo e cobertura vegetal afetam os padrões de escoamento de água e microclima (Roni e Beechie 2012). Primeiro, o escoamento aumenta, resultando em ravinas e erosão do solo (fig. 6.1B), o que afeta negativamente a qualidade da água. Em segundo lugar, as mudanças no relevo e a retirada da vegetação resultam em condições mais extremas de temperatura e luz na área, afetando a adequação do *hábitat* para plantas e animais. Em terceiro lugar, a disponibilidade de água pode diminuir ou aumentar. Quando a terra for nivelada, o solo for compactado e/ou o fluxo de água for bloqueado, a água pode ser represada e inundar as plantas. Nos casos em que a precipitação rapidamente escoar de encostas íngremes com solos compactados, em vez de infiltrar no solo, as plantas são mais propensas a experimentar condições de seca durante períodos sem precipitação.

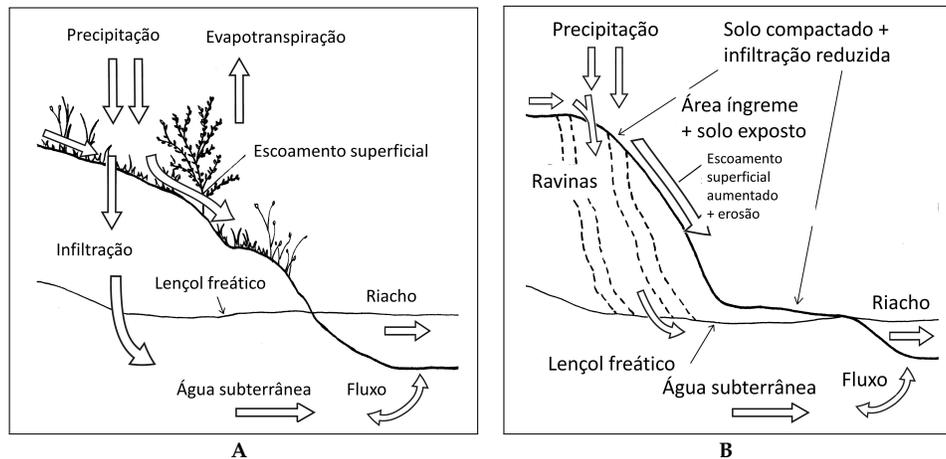


Figura 6.1: Caminhos do fluxo hidrológico em (A) um sistema natural e (B) um sistema que sofreu distúrbios e apresenta topografia alterada, solos compactados e pouca cobertura vegetal. A evapotranspiração é a transferência de água do solo para a atmosfera, tanto através da evaporação da água sobre as plantas e no solo quanto através da transpiração das plantas. Desenhos por M. Pastor.

Estratégias de restauração

O primeiro passo para se reduzir a erosão e restaurar padrões de drenagem de água em locais altamente degradados é restaurar a *topografia*, ou seja, o formato

do terreno. De fato, a legislação em muitos países exige que as empresas restaurem o formato original aproximado do terreno e o revegetem após a mineração ou construção (capítulo 11). Esse processo começa com o desenvolvimento de um modelo de referência para topografia e vazão de água a partir de relevos semelhantes na região e modelagem numérica para minimizar a erosão e garantir estabilidade do relevo no local restaurado (Bugosh e Epp 2019). Em seguida, máquinas pesadas são usadas para mover o solo para criar um grau de inclinação, comprimento e aspecto específicos, remover estradas e/ou taludes. Os esforços para se restaurar os padrões de topografia e escoamento são mais bem-sucedidos quando as camadas originais do solo são substituídas (capítulo 7) e a compactação do solo é reduzida para aumentar a infiltração da água. Em alguns casos, simplesmente restaurar os padrões de topografia e a vazão de água é suficiente para catalisar a recuperação. Por exemplo, no Parque Nacional Redwood, no norte da Califórnia, aprox. 10 milhões de dólares foram gastos entre 1977 e 1990 para se remover mais de 450 quilômetros de estradas antigas e reduzir a erosão em córregos próximos (Steensen e Spreiter 1992). Cobertura vegetal morta foi usada para minimizar temporariamente a erosão após o movimento da terra e a recuperação natural da vegetação ocorreu tão rapidamente que não foi necessário plantar ou semear a vegetação. Frequentemente, após a restauração da topografia do local, várias técnicas são usadas para se reduzir a erosão, incluindo revegetação ativa da área.

A erosão do solo ocorre em função da compactação do solo, volume de escoamento de água, comprimento e inclinação de encosta, cobertura vegetal e práticas de *manejo* da terra empregadas. Assim, várias práticas de manejo são utilizadas para aumentar a infiltração, retardar e redirecionar o fluxo de água e reduzir a erosão; estas, por sua vez, aumentam a sobrevivência da vegetação naturalmente estabelecida e plantada. Essas práticas são usadas após a reconfiguração da terra em locais altamente perturbados, bem como em locais com problemas de erosão e fluxo de água menos graves onde não houve extensa movimentação do solo. Os *restauradores* empregam diferentes coberturas do solo, como tecido para controle de erosão, folhas secas, cobertura morta de cavacos de madeira e/ou adubo para reduzir a erosão superficial do solo pelo vento e pela água, reter a umidade superficial do solo e reduzir sua temperatura (Bradshaw e Chadwick 1980; Munshower 1994). No entanto, deve-se tomar cuidado para que as sementes de espécies indesejadas não sejam introduzidas com os resíduos de plantas ou folhas que forem aplicados a um local.

Várias estratégias podem ser utilizadas para se reduzir ou redirecionar o fluxo de água. Pequenos rolos de tecido para controle de erosão ou troncos colocados ao longo de encostas íngremes interrompem o fluxo de água e retêm sedimentos (fig. 6.2A). Da mesma forma, as *barreiras de contenção* de água, compostas por troncos, rochas ou solo elevado, são frequentemente construídas diagonalmente através de trilhas ou estradas para retardar e redirecionar o fluxo de água para minimizar a formação de ravinas (fig. 6.2B). Rochas ou sacos de areia colocados em pequenas ravinas redirecionam e retardam o fluxo de água, retêm sedimentos e reduzem a continuação da erosão.

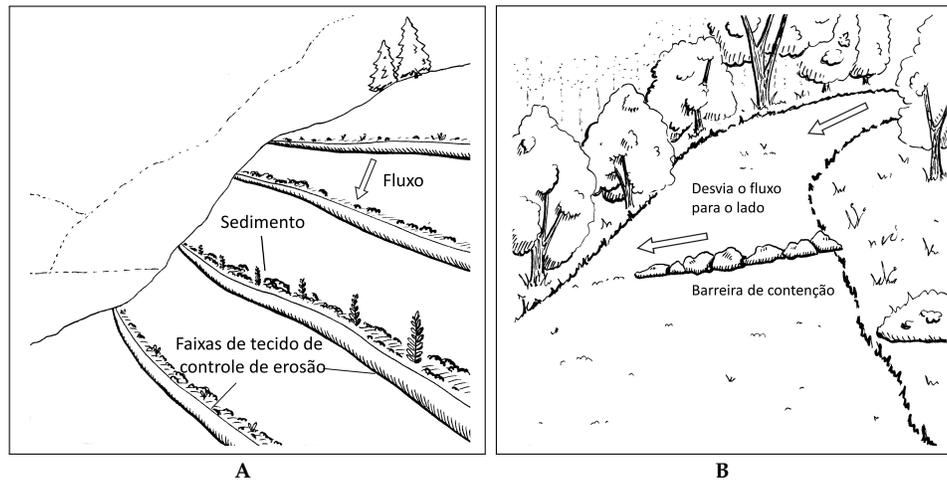


Figura 6.2: Estratégias de restauração para se reduzir a erosão. (A) Faixas de tecido de controle de erosão que servem para diminuir o escoamento e reter sedimentos e sementes. (B) Uma barreira de contenção é usada para direcionar o fluxo de água para o lado de uma trilha e minimizar a erosão. Desenhos por M. Pastor.

A revegetação ([capítulo 9](#)) é um passo importante para se reduzir a erosão, aumentar a infiltração da água no solo e melhorar a qualidade da água ([capítulo 7](#)). Assim, as cidades estão restaurando espaços verdes, em parte para reduzir o escoamento e melhorar a qualidade a jusante na bacia hidrográfica (Doherty et al. 2014). Em sistemas áridos de solos expostos e desertificados que estão sujeitos à erosão do vento, quebra-ventos feitos com arbustos ou árvores, ou mesmo cercas, reduzem a erosão do solo e impedem a movimentação do solo pelo vento.

Finalmente, algumas técnicas são usadas para endurecer a superfície do solo, aumentar a infiltração da água e a penetração de raízes e fornecer microsítios protegidos para facilitar a germinação de sementes (Whisenant 1999). Solos altamente compactados são comumente *gradados* antes do plantio; a superfície do solo é quebrada por lâminas em forma de gancho acoplados à parte de trás de um trator ou arrastados pela superfície do solo manualmente (Bradshaw e Chadwick 1980; Munshower 1994). Essa técnica tem desvantagens, no entanto, pois gradar o solo pode aumentar temporariamente a erosão e facilitar a invasão de espécies de ervas ruderais; portanto, é mais adequada para terrenos mais planos e deve ser seguida por outras estratégias para se controlar a erosão, como cobrir a superfície do solo com cobertura morta. Em terras áridas, a criação de *sistemas de microcaptação* (pequenas depressões no solo, [fig. 6.3](#)) serve para concentrar água, nutrientes e sementes em determinados locais, o que, por sua vez, aumenta a heterogeneidade espacial e fornece *microsítios* mais favoráveis para o estabelecimento de mudas (Whisenant 1999).

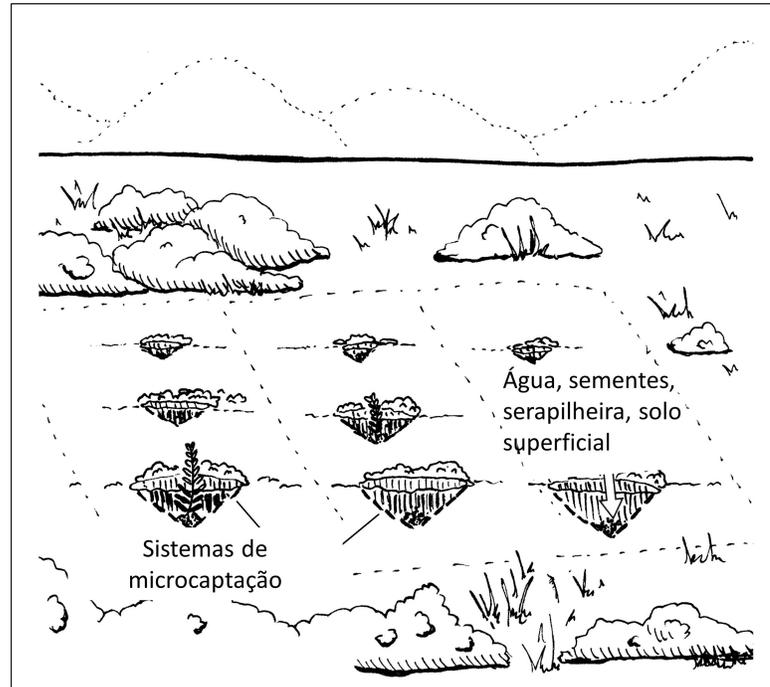


Figura 6.3: Sistemas de microcaptação usados para criar heterogeneidade topográfica em pequena escala e concentrar água, sementes, solo superficial e serrapilheira em sistemas áridos. Desenho por M. Pastor.

TOPOGRAFIA DAS ÁREAS ÚMIDAS E HIDRO PERÍODO

As áreas úmidas têm atributos de sistemas terrestres e aquáticos. Elas experimentam inundações permanentes ou periódicas que influenciam dramaticamente seu solo e vegetação. O *hidroperíodo*, que se refere à profundidade, duração, frequência e sazonalidade da inundação, varia de acordo com o tipo de área úmida (tabela 6.1). É afetado pela precipitação e pelo escoamento superficial, entrada de águas subterrâneas, topografia e *textura do solo* (Craft 2016). O hidro período impulsiona a química do solo; os solos das áreas úmidas possuem baixa quantidade de oxigênio devido à movimentação lenta de oxigênio através da água e, como resultado, muitas vezes têm alto teor de *matéria orgânica* devido à decomposição lenta. As áreas úmidas costeiras também variam ao longo de um *gradiente ambiental* de salinidade, que vai da água doce à salobra e à salgada, dependendo de seus ciclos de marés e entrada de água doce. As espécies de plantas de áreas úmidas são distribuídas ao longo de um gradiente de inundação e salinidade, que podem variar em pequenas escalas espaciais (fig. 6.4). Plantas que podem tolerar solos encharcados por longos períodos desenvolveram mecanismos para permitir que o oxigênio chegue às suas raízes, como caules ocos e raízes aéreas.

Tabela 6.1: Características típicas de áreas úmidas.[†]

Tipo	Duração e sazonalidade da inundação	Salinidade	Outras características
Mangue	Mudanças diárias devidas às marés	Salino	Árvores, localizadas em áreas tropicais
Pântano salgado	Mudanças diárias devidas às marés	Salino a salobro	Várias plantas de baixa a média estatura
Pântano	Permanentemente e inundado	Água doce	Normalmente tem árvores
Vegetação ripária	Varia sazonalmente com a vazão do rio	Água doce	Hábitat é dinâmico assim como os meandros do canal fluvial
Poço sazonal, lagoas campestres	Sazonalmente inundado (sazonal) ou permanentemente inundado	Água doce	Herbáceas de folhas largas, juncos, ciperáceas e gramíneas
Turfeira	Permanentemente e inundado	Água doce	Solo com altíssimo teor de matéria orgânica, ácido em pântanos, básico ou neutro em campos úmidos, pode receber entradas de águas subterrâneas

[†] Os tipos de áreas úmidas são distribuídos ao longo de vários gradientes abióticos, por isso há muito mais subtipos descritos no Craft 2016.

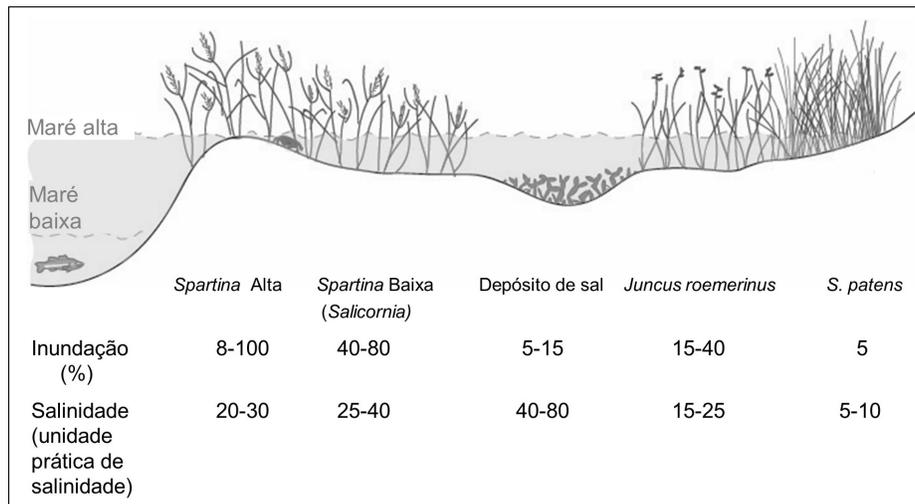


Figura 6.4: Distribuição de plantas em um pântano salino de maré ao longo da costa Atlântica dos Estados Unidos em função de topografia, inundação e salinidade. Figura adaptada de Craft 2016.

Em escala global, 64-71 % das áreas úmidas foram perdidas desde 1900 (Davidson 2014). Grandes áreas alagadas foram escavadas ou aterradas para criar mais hábitat terrestre ou aquático. As taxas de vazão de água geralmente diminuem à medida que a água passa pela vegetação e pelo solo de áreas úmidas, fazendo com que sedimentos suspensos na água se depositem e se acumulem em áreas úmidas. Assim, a supressão de vegetação, a agricultura e outras atividades humanas geralmente resultam em aumento da deposição de sedimentos em áreas úmidas e lagos, alterando a ecologia e a ciclagem de nutrientes desses ecossistemas ([capítulo 7](#)). Em contraste, as barragens retêm sedimentos a montante ao invés de o sedimento ser carregado a jusante e se acumular em áreas úmidas, o que pode fazer com que as áreas úmidas tenham mudança no nível da água e a vegetação morra com a inundação prolongada. Isso é particularmente problemático para as áreas úmidas costeiras, que também estão ameaçadas pelo aumento global do nível do mar em ~ 3 mm/ano (Cazenave et al. 2014). Ao longo da costa da Louisiana, por exemplo, 5.000 km² de áreas úmidas foram perdidos no século passado devido a um complexo conjunto de causas, incluindo deposição reduzida de sedimentos devido a barragens e diques, dragagem de canais de navegação e elevação do nível do mar (Jankowski et al. 2017). Mudanças na quantidade de precipitação e na intensidade crescente das tempestades, combinadas com o aumento das temperaturas, ameaçam tanto as áreas úmidas costeiras quanto as não costeiras (Osland et al. 2016).

A perda de áreas úmidas é uma grande preocupação porque as áreas úmidas proveem importantes *serviços ecossistêmicos*, como controle de enchentes, *estocagem de carbono* e proteção contra erosão costeira e tempestades (estudo de caso dos manguezais asiáticos, Galatowitsch e Zedler 2014, Craft 2016). As áreas úmidas também absorvem nutrientes junto com os sedimentos, melhorando assim a qualidade da água e fornecendo importantes criadouros para muitas espécies pesqueiras. Por causa desses serviços, as áreas úmidas são legalmente protegidas em alguns países ([capítulo 11](#)) e são o foco de extensos esforços de restauração.

Estratégias de restauração

A restauração bem-sucedida de áreas úmidas depende criticamente da recriação de um hidro período (estudo de caso dos manguezais asiáticos, Galatowitsch e Zedler 2014). Isso requer restaurar a topografia e as camadas do solo que afetam os padrões de drenagem (discutidos aqui) e restaurar a conectividade hidrológica, incluindo entrada de água subterrânea, escoamento de águas superficiais, rios e/ou zonas de influência de marés (discutidas na próxima seção).

Assim como nos sistemas terrestres, a topografia de áreas úmidas é restaurada desenvolvendo-se primeiro um modelo de referência do gradiente na elevação da superfície terrestre necessário para se restaurar o hidro período desejado e as comunidades bióticas associadas. Em seguida, máquinas pesadas são usadas para escavar áreas que foram aterradas ou para adicionar sedimentos onde a elevação precisa ser aumentada, após o que os sedimentos precisam de tempo para serem

retidos e assentarem. Às vezes, os sedimentos são transportados em canos grandes de um local para outro (veja o vídeo nos recursos *on-line*). Em alguns casos, os sedimentos são deixados para que a revegetação ocorra naturalmente, o que pode acontecer rapidamente se houver fontes próximas de sementes e fragmentos de plantas que se dispersam através da água (Galatowitsch e Zedler 2014). Em outras situações, os sedimentos são estabilizados através da revegetação ativa ([capítulo 9](#)).

Cada vez mais, os projetos de restauração de áreas úmidas costeiras estão focados em aumentar a elevação da superfície do solo para que as áreas entre marés não sejam inundadas permanentemente em resposta ao aumento do nível do mar e continuem a fornecer proteção contra tempestades costeiras e erosão. Estes fazem parte de um esforço maior para usar vegetação e outros materiais naturais para criar “margens vivas” em vez de usar soluções de engenharia como diques e barragens, que fornecem habitats de baixo valor e são mais caros para se instalar e manter (Craft 2016; Narayan et al. 2016; Parker e Boyer 2017). Muitos estudos têm demonstrado que plantar vegetação, estabelecer colônias de ostras ou recifes de corais, ou colocar rochas, montes de conchas ou troncos em locais-chave pode reter sedimentos e aumentar a elevação da superfície do solo ao longo do tempo para que as margens sejam dinâmicas ou “vivas”. Além disso, a matéria orgânica acumula-se na maioria dos tipos de áreas úmidas; o que também aumenta a elevação. Drexler et al. (2019) descobriram que restaurar a conectividade hídrica nos pântanos salgados da costa do estado de Washington resultou em aproximadamente 5 cm de acúmulo de sedimentos nos 6 anos seguintes à remoção do dique.

Recriar as mudanças graduais na topografia característica das áreas úmidas naturais é desafiador, mas importante, pois mesmo alguns centímetros de diferença na altitude das áreas úmidas podem afetar drasticamente a duração e a profundidade das inundações, e, portanto, a composição das espécies vegetais ([fig. 6.4](#); Collinge et al. 2011; Doherty e Zedler 2015). Os esforços de restauração das áreas úmidas muitas vezes criam mais áreas de habitat aquático e terrestre, mas áreas proporcionalmente menores com flutuações adequadas no hidro períodos necessários para que espécies características dessas áreas possam prosperar (National Research Council 1992; Craft 2016).

É importante considerar a textura das camadas de solo subjacentes na seleção do local, pois afetam fortemente a ciclagem de nutrientes, a drenagem e a movimentação de sedimentos ([capítulo 7](#); Boyer e Zedler 1998; Craft 2016). Algumas áreas úmidas de água doce, como poços sazonais e campos úmidos, são formadas em locais onde uma camada de argila subjacente limita a taxa de drenagem do local. Doherty et al. (2014) compararam três áreas úmidas de água doce com tamanho, forma, elevação, topografia e solos que foram escavadas e semeadas com herbáceas de campos para remediar o escoamento de águas pluviais de uma bacia hidrográfica urbana. Eles descobriram que as diferenças na camada de argila subjacente resultaram em uma diferença de até cinco vezes na taxa de drenagem de água. O local com drenagem mais lenta tornou-se dominado por taboa (*Typha* spp.), uma espécie herbácea com ampla distribuição e altamente competitiva, e

proveu menos serviços de retenção de águas pluviais e absorção de nutrientes, demonstrando a importância de se corrigir as camadas do solo para restaurar o hidro período, hábitat e funções associadas do ecossistema das áreas úmidas.

OS REGIMES HÍDRICOS E A SINUOSIDADE DO CANAL

Os rios são sistemas altamente dinâmicos, com grande parte da atividade acontecendo durante raros eventos de pico de vazão, quando o fluxo do rio mobiliza grandes detritos lenhosos, rochas, sedimentos mais finos e nutrientes dissolvidos; transborda o canal para a planície de inundação e às vezes muda a localização e o formato do canal. À medida que a vazão diminui, sedimentos suspensos saem da água e se acumulam na planície de inundação. O regime de vazão de um rio é caracterizado pelo pico e fluxos de base; a frequência, duração e tempo de inundação e por quão rapidamente a vazão aumenta e diminui (fig. 6.5). O pico de vazão após um grande evento de precipitação pode ser 100 ou 1000 vezes maior do que durante a estação seca e alguns córregos secam inteiramente por uma parte do ano.

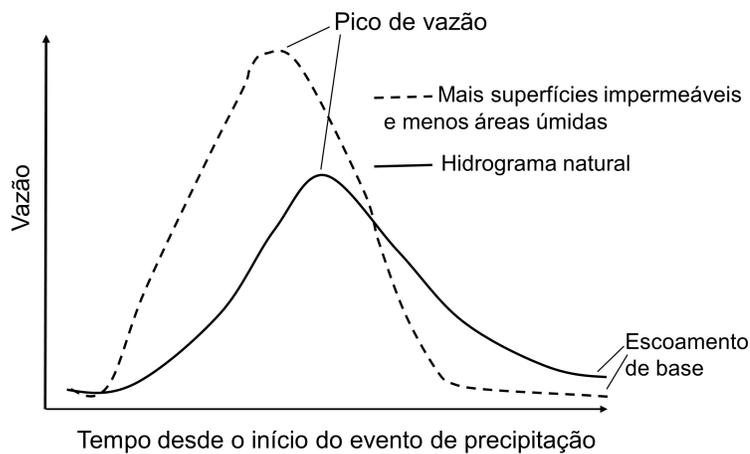


Figura 6.5: Imagem esquemática dos regimes hídricos de rios. A linha sólida mostra o aumento e a diminuição da vazão do rio após um evento de precipitação em um sistema natural. A linha tracejada ilustra a taxa mais rápida de aumento e diminuição da vazão e o maior fluxo de pico de vazão em sistemas com superfícies mais impermeabilizadas e com menos áreas úmidas para absorver e liberar água lentamente.

Os fluxos de água de toda a bacia hidrográfica interagem com a geologia, topografia e vegetação locais para afetar a movimentação dos sedimentos e os padrões dos canais (Roni e Beechie 2012; Palmer et al. 2014). Quanto maior e mais rápida a vazão, mais sedimentos e objetos maiores são mobilizados. Alguns rios naturalmente meandram (ou seja, seus canais se movem lateralmente ao longo do tempo) ao longo de sua várzea, criando áreas úmidas ripárias e *depósitos aluviais* onde a

vegetação pode se estabelecer (fig. 6.6A). Outros rios são entrelaçados com múltiplos canais de interconexão (fig. 6.6B). Os rios têm morfologias heterogêneas, que incluem águas mais rasas e de fluxo rápido (*corredeiras*) e poços mais profundos e frios que servem de hábitat e *refúgio* para organismos aquáticos.

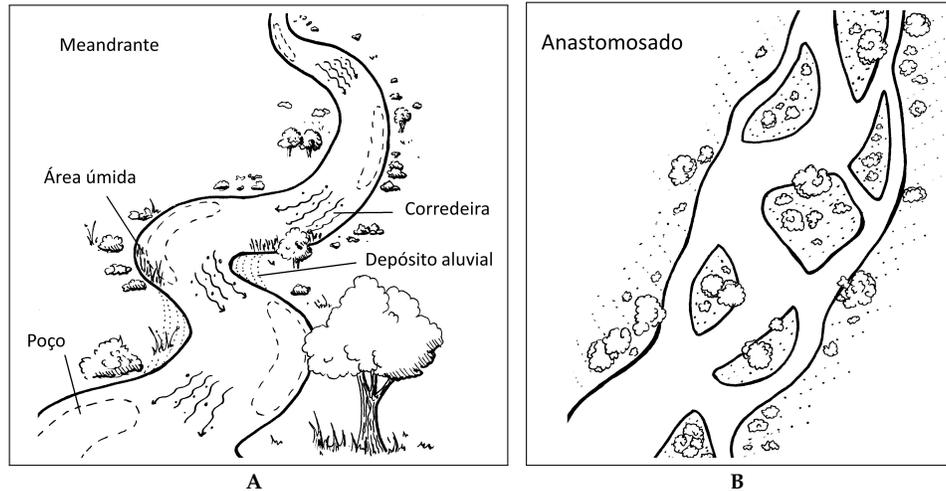


Figura 6.6: Diferentes padrões naturais de canal. (A) Rio sinuoso com meandros apresentando diferentes características de hábitat. (B) Rio anastomosado com múltiplos canais. Desenhos por M. Pastor.

Os fluxos de água afetam a dinâmica da vegetação ripária e a fauna. A flora e a fauna ripárias adaptaram-se à recorrência de eventos de alta e baixa vazão. Por exemplo, muitas espécies de plantas ripárias se dispersam através de sementes flutuantes ou partes vegetativas e se estabelecem melhor durante as épocas características de eventos de pico de vazão. Se o nível da água cair lentamente após uma inundação, dá tempo suficiente para que árvores ripárias e arbustos se estabeleçam e desenvolvam raízes que cheguem ao lençol freático (Wohl et al. 2015). O substrato do leito do rio, a qualidade e a transparência da água, a temperatura, a profundidade e a velocidade da água, particularmente em baixas vazões, determinam a adequação do hábitat para a fauna ripária ([capítulo 10](#)). A flora e a fauna ripárias também influenciam a dinâmica do canal e as condições do rio. Raízes da vegetação ripária estabilizam o solo, reduzem a erosão e afetam a sinuosidade do canal. As árvores ripárias fornecem entradas de nutrientes através da queda de serrapilheira e reduzem temperatura do corpo d'água ao sombrear o canal. Em algumas regiões, castores fazem barragens que retardam os fluxos e aumentam a inundação localizada e alteram os padrões de canais.

Os humanos alteraram os regimes hídricos da maioria dos rios, áreas úmidas e lagos em todo o mundo através da retirada de água, pavimentação de grandes áreas de bacias hidrográficas, represamento e retificação dos rios. Extensas retira-

das de água para agricultura, resfriamento de usinas e uso doméstico reduzem a entrada de água em sistemas naturais, o que é particularmente problemático em ecossistemas áridos e semiáridos. Na Bacia Murray-Darling, que cobre um sétimo do continente australiano, por exemplo, 20 dos 23 vales fluviais foram classificados como apresentando saúde ruim ou muito ruim, em grande parte devido à extensa retirada de água para irrigação (Docker e Robinson 2014). Além disso, a extensão das superfícies pavimentadas tem aumentado, especialmente em áreas urbanas, o que destrói as áreas úmidas e a vegetação ripária e aumenta o escoamento. Isso resulta em eventos mais extremos, ou seja, maiores vazões máximas e inundações após fortes chuvas e vazões mais baixas durante períodos secos (fig. 6.5).

Barragens e diques afetam tanto a quantidade quanto o tempo de vazão da água para muitos rios e áreas úmidas em todo o mundo, reduzindo os picos de vazão, que são importantes para a movimentação de sedimentos e o estabelecimento de vegetação. Como discutido em uma seção anterior, as barragens retêm sedimentos, reduzindo a deposição na planície de inundação e nas áreas úmidas associadas. Além disso, as barragens impedem a movimentação de organismos aquáticos.

Além das mudanças nas magnitudes e no tempo de vazão, muitos córregos foram *canalizados* para que fossem retificados para navegação e para criar terras para agricultura ou desenvolvimento humano nas áreas que antes eram *várzeas*. Em outros casos, o canal sinuoso foi restringido pela instalação de *diques* em suas margens para reduzir as inundações. Por exemplo, o rio Kissimmee, na Flórida, foi canalizado na década de 1960 e mudou de um rio sinuoso de 166 km para um canal de 56 km com o objetivo de se converter dois terços das áreas úmidas adjacentes em terras agrícolas (estudo de caso do rio Kissimmee). A canalização aumenta as taxas de vazão, destrói áreas úmidas ripárias e reduz a complexidade do hábitat à medida que a canalização diminui a heterogeneidade de corredeiras e poços. Rios canalizados são mais propensos a secar durante períodos de baixa vazão, uma vez que os fundos dos rios canalizados são planos e sem sombra, aumentando a temperatura da água e a evaporação.

Restaurando regimes hídricos em sistemas aquáticos

A importância de se restaurar regimes hídricos para rios, áreas úmidas e lagos não é exagero. Muitos exemplos mostram que a restauração de processos hidrológicos e físicos pode resultar em recuperação substancial, já que as contribuições hídricas são as principais origens do volume de sedimentos, da dinâmica da vegetação e da qualidade do hábitat para a flora e para a fauna (National Research Council 1992; Palmer et al. 2014). Os métodos utilizados para restaurar processos hidrológicos dependem do tamanho do rio, da disponibilidade de recursos e, em grande parte, das restrições sociais. Como muitas pessoas vivem perto de rios e dependemos deles para abastecimento de água, transporte, energia e outros usos, restaurar as vazões dos rios quase sempre envolve longas discussões de *partes interessadas* e envolve equilibrar diferentes valores ecológicos e sociais (estudos de caso do rio Elwha, Kissimmee e Rio Sacramento). Planejar a restauração do rio, parti-

cularmente na escala de bacias hidrográficas, muitas vezes envolve o uso de uma variedade de modelos para se prever os efeitos de diferentes opções de restauração nas taxas de vazão, padrões de canais e volume de sedimentos (Roni e Beechie 2012), uma vez que raramente é possível comparar experimentalmente diferentes abordagens de restauração em larga escala. Como exemplo, vários modelos de vazão de água foram comparados no estudo de caso do rio Sacramento para ajudar a selecionar a distância para retroceder o dique do rio para se restaurar o hábitat ripário e, ao mesmo tempo, reduzir o risco de inundação para uma cidade à beira do rio. Além disso, modelos eco hidrológicos foram utilizados para se avaliar e otimizar os efeitos positivos da vazão de água ao longo de vários anos no *recrutamento* de várias espécies de peixes, andorinhas-do-barranco e choupos (Alexander et al. 2018). Da mesma forma, algumas abordagens diferentes de modelagem foram usadas para se prever a movimentação de sedimentos em diferentes hábitats após a remoção de barragens no estudo de caso do rio Elwha.

Reduzir a retirada de água é uma abordagem óbvia para se restaurar o regime hídrico nos ecossistemas aquáticos. Nas últimas décadas, inúmeros métodos foram desenvolvidos em países do mundo inteiro para quantificar fluxos ambientais mínimos necessários para se manter um nível aceitável das funções de espécies e ecossistemas desejados (Tharme 2003); no entanto, o grau em que estes são legalmente aplicados varia muito entre os países (Brierley e Fryirs 2008). Um exemplo bem-sucedido é a recuperação de depressões intradunais, um tipo de área úmida sazonalmente inundada nos Países Baixos, ao parar o bombeamento de águas subterrâneas e aumentar as entradas de água das quais essas áreas úmidas dependem (Grootjans et al. 2002). No leste da Califórnia, grandes quantidades de água foram desviadas dos ecossistemas naturais para a cidade de Los Angeles na primeira metade do século XX. Longas batalhas legais nas últimas décadas levaram à restauração de vazões mínimas para o rio Owens, para os afluentes do Lago Mono e para o próprio lago; todos os quais fornecem importante hábitat de sobrevoos para aves migratórias nesses ecossistemas áridos (Mazaika 2004; Inyo County Water Department n.d.). Os esforços bem-sucedidos para se deter ou reduzir substancialmente as retiradas de água são poucos, no entanto, dado o aumento da demanda humana por água e a mudança dos padrões de precipitação.

Uma segunda abordagem para se restaurar as taxas de vazão natural é a remoção de barragens ou outras barreiras ao fluxo de água, particularmente nos casos em que o acúmulo de sedimentos atrás de uma barragem reduziu o armazenamento de água e a produção de eletricidade (veja vídeos de remoção de barragens nos recursos *on-line*). Duas das maiores barragens removidas foram a Represa Elwha (64 m de altura) e a Represa Glines Canyon (33 m de altura) no rio Elwha, no Parque Nacional Olímpico (Washington, EUA; estudo de caso do rio Elwha). Elas foram removidas em parte para restaurar a movimentação do salmão rio acima (*Oncorhynchus* spp.), um recurso importante para a tribo nativa americana local (Gelfenbaum et al. 2015). Neste caso, a remoção da barragem resultou na restauração dos padrões do canal do rio e no substrato do leito do rio, bem como no aumento do hábitat costeiro da área úmida devido à deposição de sedi-

mentos ao longo da costa. Da mesma forma, as Áreas Úmidas Bolsa Chica no sul da Califórnia foram restauradas inicialmente pela escavação e movimentação de sedimentos, removendo a infraestrutura de perfuração de petróleo e, em seguida, criando uma ponte ao longo de uma rodovia costeira para reconectar hidricamente as áreas úmidas ao oceano (Southern California Wetlands Recovery Project 2018). A restauração do fluxo de marés levou à recuperação das comunidades de plantas de áreas úmidas e a uma diversidade de espécies de peixes e aves. Há também inúmeros projetos de pequena escala em todo o mundo que visam melhorar a conectividade hídrica, removendo pequenas barragens ao longo dos corpos d'água ou instalando/ampliando *galerias* onde córregos cruzam estradas.

Quando é impossível remover barragens ou outras barreiras devido a restrições sociais ou políticas, as liberações periódicas de água podem simular condições de alta vazão e restaurar temporariamente processos hidrológicos. Esta abordagem tem sido usada no rio Colorado, nos Estados Unidos, no rio Murrumbidgee, na Austrália, e no rio Tarim, na China (Glenn et al. 2017). Mesmo as liberações de água de curto prazo que estão abaixo dos picos naturais podem gerar benefícios significativos, como melhorar o recrutamento de vegetação ripária e aumentar as entradas de sedimentos abaixo das barragens. No entanto, os efeitos da liberação de água são de curta duração, e o recrutamento e sobrevivência de árvores ripárias é baixo sem a restauração de um regime hídrico natural (Docker e Robinson 2014). *Escadas de peixe* (uma série de piscinas construídas como degraus) ou canais de desvio podem ser usados para criar uma rota alternativa para os peixes ao redor das barragens, se esse for o objetivo principal da restauração. Obviamente, essas abordagens são menos ecologicamente desejáveis do que a remoção completa de barragens.

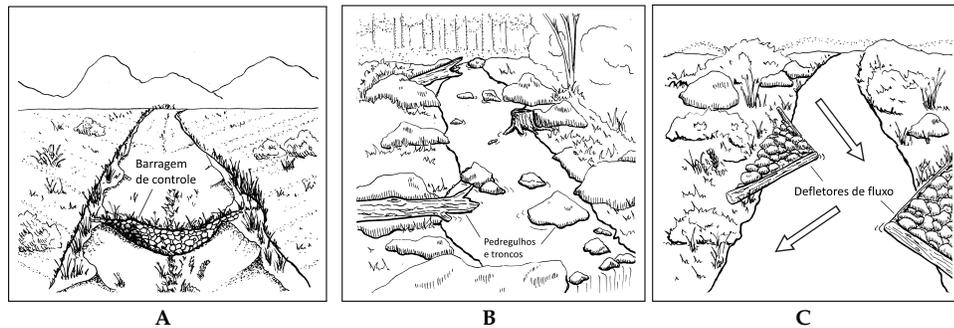


Figura 6.7: Estruturas de restauração no córrego. (A) barragem de controle para reduzir a vazão e a erosão fluvial em um riacho sazonal. (B) Pedregulhos e troncos colocados nos rios para diminuir a vazão e aumentar a heterogeneidade do hábitat. (C) Defletores de fluxo para aumentar a *sinuosidade* de um córrego. Desenhos por M. Pastor.

Enquanto muitos esforços de restauração se concentram no aumento da vazão, em áreas com solos compactados e superfícies pavimentadas, os esforços de restau-

ração muitas vezes visam reduzir o pico de vazão e a erosão associada (Nilsson et al. 2018). Isso pode incluir restaurar a topografia heterogênea e aumentar a infiltração no solo (discutida anteriormente neste capítulo). Alternativamente, lagoas de retenção ou pequenas áreas úmidas podem ser instaladas a jusante áreas de mineração ou de construção para reduzir vazões e reter sedimentos. Em áreas urbanas, infraestruturas naturais, como *valas* vegetadas ou *matas ripárias*, são usadas para captar e retardar a água durante eventos de alta vazão, resultando na deposição de sedimentos e nutrientes e poluentes associados. A mesma lógica suporta o uso de estruturas a montante, como *barragens de controle* (ou açudes), para diminuir o fluxo de água, aumentar a profundidade da água e evitar a erosão vertical do canal e a erosão das margens ao longo dos corpos d'água (fig. 6.7A). Restaurar a vegetação ripária e de áreas úmidas ajuda a reduzir os picos de vazão, aumentar a deposição de sedimentos e melhorar a qualidade da água. O *reflorestamento* com espécies madeireiros nativas e exóticas, no entanto, muitas vezes, reduz a produção global de água em períodos secos do ano, particularmente nos primeiros anos de um projeto, uma vez que árvores jovens em rápido crescimento transpiram uma grande quantidade de água (Filoso et al. 2017).

Restaurando padrões de cursos de água e habitats ripários

A melhor abordagem para se restaurar rios canalizados é remover diques e outras estruturas que bloqueiam a conectividade entre o canal do rio e sua várzea e, em seguida, permitir que processos naturais ocorram. À medida que o canal retorna ao caminho do curso natural ao longo do tempo, isso recriará o mosaico de habitat dinâmico típico dos rios (por exemplo, poços, corredeiras, depósitos aluviais e áreas úmidas ripárias; fig. 6.6) (Roni e Beechie 2012). Como exemplo, ao longo de alguns trechos do alto rio Sacramento, organizações sem fins lucrativos compraram terras e permitiram que diques erodissem; o que resultou em erosão das margens, movimentação dos canais e estabelecimento de depósitos aluviais ao longo do tempo, todos os quais são processos naturais do rio (estudo de caso do rio Sacramento).

Reconfigurar ativamente rios canalizados para aumentar a *sinuosidade* do rio é tipicamente um empreendimento caro e complicado, mas resulta em muitos benefícios, incluindo a restauração do habitat, a redução das inundações e a melhoria da qualidade da água, uma vez que a taxa de vazão da água é mais lenta em rios sinuosos, permitindo maior filtragem pela vegetação ripária. Como exemplo, levou cerca de 800 milhões de dólares e 50 anos para se reconstruir o padrão sinuoso do canal ao longo de 70 quilômetros do rio Kissimmee, na Flórida, o que restaurou mais de 100 quilômetros quadrados de ecossistema de várzea e rio (estudo de caso do rio Kissimmee). Da mesma forma, restaurar a sinuosidade dos canais e a conectividade com a planície de inundação ao longo de trechos de vários rios europeus aumentou a complexidade do habitat e reduziu as inundações a jusante (Kronvang et al. 1998).

Até o momento, a maioria dos projetos de restauração de rios se concentrou em reconfigurar o canal em curtos trechos do rio (Palmer et al. 2014), muitos seguindo

o método natural de design de canal de Rosgen (1998). Ainda que esses métodos possam melhorar as condições de habitat local em curto prazo e muitas vezes são a única abordagem viável em áreas urbanas (Riley 2016), eles não restauram os processos hidrológicos e a dinâmica de sedimentos. Assim, estes foram descritos como esforços de “renaturalização” (Wohl et al. 2015) que não restauraram totalmente a *biodiversidade* aquática (Palmer et al. 2014).

Em rios e córregos menores, uma gama de estruturas a montante são usadas para direcionar o fluxo de água (fig. 6.7B e 6.7C). Pedregulhos, troncos ou defletores de fluxo podem ser instalados para direcionar o fluxo de água com o objetivo de se estreitar e aprofundar os caminhos do curso de água, melhorar a proteção das margens e criar abrigos ou criadouros para organismos aquáticos. Adicionar cascalho é uma abordagem temporária para melhorar o habitat de desova de peixes a montante em rios com poucos sedimentos. Finalmente, muitos esforços de restauração ripária em córregos menores se concentram em melhorar as práticas de manejo das terras adjacentes, como cercar a pastagem do gado, remover espécies invasoras ou revegetar com espécies ripárias conhecidas por estabilizar margens, reduzir a erosão local, diminuir a vazão e fornecer sombra ao longo dos córregos. Embora essas práticas isoladamente possam beneficiar um rio ou córrego, elas devem ser combinadas com esforços para se restaurar a vazão em escala de bacias hidrográficas e conectividade sempre que possível.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Craft, Christopher 2015. *Creating and restoring wetlands: from theory to practice*. Amsterdam: Elsevier.

Uma discussão minuciosa sobre desafios e estratégias para restaurar vários tipos de áreas úmidas. O capítulo 2 fornece uma breve visão geral da ecologia de áreas úmidas.

- Galatowitsch, Susan M, and Joy B Zedler. 2014. “Wetland restoration.” In *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*, edited by DP Batzer and RR Sharitz, 225–260. Berkeley, CA: University of California Press.

Resume o processo de planejamento e implantação de projetos de restauração de áreas úmidas.

- Palmer, Margaret A, Kelly L Hondula, and Benjamin J Koch. 2014. “Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals.” *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45:247–269.

Revisa abordagens antigas e atuais para a restauração de rios.

- Roni, Philip, and Timothy Beechie. 2012. *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Oxford: John Wiley & Sons.

Fornece um guia completo para a ciência básica, planejamento, implantação e avaliação de projetos de restauração de córregos em escala de bacias hidrográficas.

- Whisenant, Steve G. 1999. *Repairing Damaged Wildlands: A Process-Oriented, Landscape-Approach*. Cambridge: Cambridge University Press.

Serve como um guia abrangente para restaurar a ciclagem de água e nutrientes e a vegetação em ecossistemas terrestres áridos e semiáridos, baseando-se em processos naturais.

MUDANÇAS no relevo e na *hidrologia* afetam direta e indiretamente a qualidade do solo e da água e a *ciclagem* de nutrientes. Quando máquinas pesadas são usadas para nivelar ou escavar a terra, o solo é movido e, inevitavelmente, as camadas de solo são misturadas e alteradas, afetando a textura do solo, a *compactação do solo* e a disponibilidade de nutrientes. Como discutido no [capítulo 6](#), mudanças na *topografia*, combinadas com a compactação do solo, muitas vezes levam a padrões de escoamento alterados, que por sua vez podem causar mais erosão e o movimento de nutrientes em corpos d'água próximos, interrompendo a ciclagem de nutrientes em sistemas terrestres e aquáticos. Neste capítulo, eu forneço uma base e discuto abordagens para se restaurar a qualidade do solo e da água. Encerro resumindo estratégias para se reduzir a acidez e a toxicidade em sistemas terrestres e aquáticos.

Os seres humanos fizeram mudanças diretas impressionantes nos ciclos químicos globais e locais (Schlesinger e Bernhardt 2013). A quantidade de nitrogênio biologicamente disponível mais do que dobrou no último século e os aportes de fósforo aumentaram substancialmente devido ao uso generalizado de fertilizantes, emissões por queima de combustíveis fósseis, efluentes de esgoto e outras causas. As concentrações de dióxido de carbono na atmosfera aumentaram drasticamente nas últimas décadas devido às emissões de combustíveis fósseis e à conversão do uso do solo, alterando o ciclo global de carbono. Além disso, os humanos aumentaram as concentrações de muitos produtos químicos tóxicos, como metais pesados, dioxinas e materiais radioativos, para níveis prejudiciais a si mesmos, bem como a outros organismos em lugares em todo o globo. Certas atividades humanas, como a mineração, podem expor diferentes camadas rochosas, aumentando a acidez do solo e da água e mobilizando uma variedade de substâncias tóxicas. Além disso, as emissões de óxido nitroso de usinas e operações de fundição de metais aumentaram a acidez do solo e da água em algumas regiões.

Dois princípios abrangentes estão por trás de esforços bem-sucedidos para se restaurar a qualidade do solo e da água. A primeira prioridade é reduzir os aportes de químicos e nutrientes, em vez de tratar as consequências. Em segundo lugar, a

restauração da qualidade da água em sistemas aquáticos requer *manejo* e restauração adequados dos sistemas terrestres adjacentes. Enquanto os aportes químicos elevados tanto em sistemas terrestres como aquáticos continuarem, qualquer esforço para se restaurar o *ecossistema* exigirá manejo intensivo contínuo para amenizar esses aportes, e a restauração raramente será possível.

TEXTURA DO SOLO, QUÍMICA E BIOLOGIA

Os solos consistem em quatro componentes principais: materiais minerais, *matéria orgânica*, água e ar. Os sistemas terrestres mais imperturbáveis desenvolveram uma série de camadas de solo devido ao *intemperismo* físico, químico e biológico da rocha e à deposição de sedimentos e matéria orgânica. A profundidade e textura das camadas do solo variam dependendo da história geológica e climática do local, mas as camadas superiores são tipicamente mais férteis e contêm mais matéria orgânica do que camadas mais profundas (fig. 7.1). A matéria orgânica do solo é importante na ciclagem de nutrientes, mantendo água, aeração do solo e unindo o solo para resistir à erosão; também compreende um conjunto substancial de carbono armazenado (Marin-Spiotta e Ostertag 2016). Quando as atividades humanas perturbam as camadas do solo, isso tem uma série de efeitos negativos: as camadas do solo são homogeneizadas, os padrões de fluxo de água mudam e a matéria orgânica é reduzida.

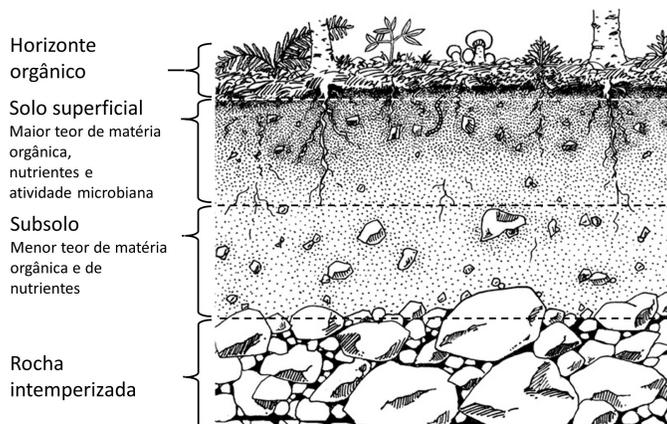


Figura 7.1: Camadas de solo em um ecossistema intacto. A profundidade das camadas varia de acordo com o tipo de solo, e cada camada geral é frequentemente dividida em subcamadas.

As partículas do solo são classificadas em três categorias pelo seu tamanho: areia (>0,02 mm de diâmetro), silte (0,02-0,002 mm) e argila (<0,002 mm). A porcentagem relativa de cada um dos três tamanhos de partículas varia entre os tipos de solo e é referida como a *textura do solo*. A textura do solo afeta fortemente o

movimento da água e do ar através do solo, a disponibilidade de nutrientes e o quão bem o solo se une. Por exemplo, solos com mais areia geralmente drenam mais rapidamente. Maiores percentuais de argila e silte estão associados a maior fertilidade do solo, uma vez que partículas de argila menores agregam nutrientes. Não há textura 'correta' do solo, mas cada área de restauração terá um tipo histórico de solo, bem como vegetação e fauna edáfica que são adaptadas a esse tipo de solo.

As plantas dependem de uma série de nutrientes, incluindo nitrogênio (N), fósforo (P), potássio, cálcio, magnésio e enxofre. N e P mais comumente limitam o crescimento das plantas. O gás N_2 representa 78% da atmosfera terrestre, mas esta forma de nitrogênio não pode ser usada diretamente pelas plantas. A maior parte do N usado por plantas e animais está na forma de amônio (NH_4^+) ou nitrato (NO_3^-). A transformação do gás nitrogênio em amônio é um processo intensivo de energia que é realizado por alguns tipos de bactérias que são livres ou formam *mutualismos* com determinadas espécies vegetais (fig. 7.2). *Espécies de plantas fixadoras de nitrogênio*, comumente na família de feijão, fornecem energia a essas bactérias em troca de N. O fósforo e a maioria dos outros nutrientes vegetais se tornam biologicamente disponíveis por meio do intemperismo das rochas. À medida que as plantas morrem e seus resíduos se decompõem, N, P e outros nutrientes ficam disponíveis para outras plantas. A acidez do solo (discutida mais adiante neste capítulo) afeta fortemente a disponibilidade de nutrientes.

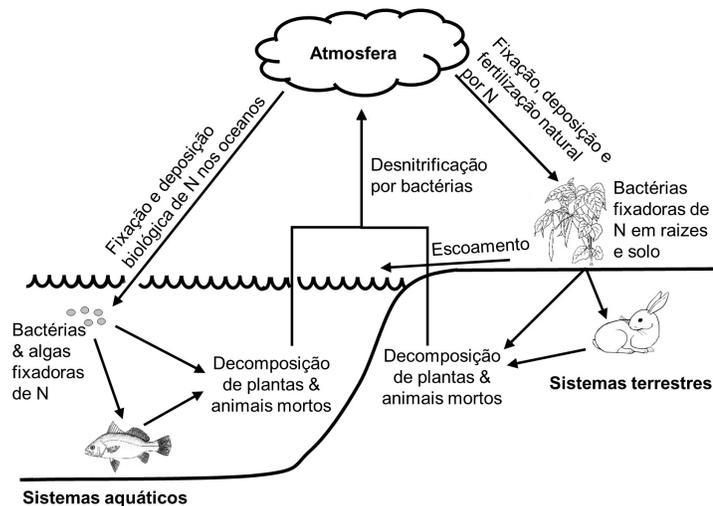


Figura 7.2: Fluxos de nitrogênio entre a atmosfera, o solo e a água. A fixação de nitrogênio é a transformação do gás nitrogênio (N_2) da atmosfera para o amônio (NH_4^+). O amônio pode ser transformado em nitrato (NO_3^-). Ambas as formas são utilizáveis por plantas e animais. Desnitrificação é o processo inverso de transformar nitrato em gás nitrogênio. Clip art licenciado sob Creative Commons. Figura por J. Lesage e K. Holl.

Os solos abrigam uma *biota* diversificada, incluindo a macrofauna de solo (por exemplo, minhocas, formigas, larvas de mosca, milípedes, roedores escavadores) bem como organismos microscópicos como protozoários, algas, fungos e bactérias. Juntos, os organismos do solo desempenham papéis importantes na decomposição; ciclagem de nutrientes; aumento da porosidade do solo, aeração e infiltração de água; agregação de partículas do solo; e em alguns sistemas, aumentam a produção primária (Whisenant 1999). Como exemplo, as *micorrizas* são fungos que formam associação mutualista com plantas. As micorrizas não apenas aumentam a área da superfície radicular e secretam enzimas que ajudam a mobilizar nutrientes do solo, particularmente fósforo, mas também melhoram a captação de água. As *crostas biológicas do solo* são conjuntos de fungos, líquens, cianobactérias, briófitas e algas em proporções variadas que formam uma crosta na superfície do solo em alguns ecossistemas áridos e podem fixar nitrogênio e reduzir a erosão do solo. Perturbar as camadas do solo afeta negativamente os organismos do solo e, por sua vez, as várias *funções* que eles desempenham.

Restauração da textura do solo, ciclagem de nutrientes e comunidades microbianas

A profundidade e o número de camadas de solo, sua textura e a disponibilidade de nutrientes, variam naturalmente entre os tipos de solo. Portanto, os esforços de restauração devem considerar a intensidade e o tipo de *distúrbio* antropogênico sofrido pelo sistema e se concentrar em combinar as características do tipo de solo anterior ao distúrbio com a comunidade de vegetação desejada (Whisenant 1999). Em locais altamente degradados como minas, por exemplo, os solos são altamente compactados e possuem baixo teor de nutrientes; por isso, é necessário aumentar tanto a matéria orgânica quanto os nutrientes do solo antes de se revegetar. Em contraste, em paisagens agrícolas com elevada fertilidade do solo e abundância de *plantas invasoras* que estão bem adaptadas para aproveitar a alta disponibilidade de nutrientes ([capítulo 8](#)), os esforços de restauração concentram-se na redução dos níveis de nutrientes.

Restaurar a textura adequada do solo é fundamental para se restaurar os processos de ciclagem de nutrientes e, portanto, para o sucesso geral da restauração. Este ponto é ilustrado claramente por um esforço fracassado de restauração de áreas úmidas no sul da Califórnia (Boyer e Zedler 1998). A restauração visava restaurar o capim-cabo alto (*Spartina foliosa*) como parte da restauração de *hábitat* para uma ave *ameaçada de extinção*, o Frango-d'água-de-Ridgway (*Rallus obsoletus*), mas a altura do capim-cabo resultante era muito menor do que o necessário para servir como *hábitat* para a ave. Após uma série de experimentos, os cientistas descobriram que a textura do solo importado para construir o pântano salgado era muito grossa e infértil para que o capim-cabo crescesse alto e a adição de fertilizante só aumentava o crescimento imediatamente após a aplicação porque o solo não tinha as partículas finas para agregar e reter os nutrientes em longo prazo.

Idealmente, a restauração deve visar restaurar camadas de solo e textura semelhantes à sua condição anterior ao distúrbio para restaurar tanto a ciclagem de nutrientes quanto os processos de infiltração de água. No entanto, é impossível

separar as camadas do solo uma vez que elas foram misturadas por distúrbios, tornando altamente desafiador restaurar locais onde as camadas foram alteradas. Nos casos em que os impactos humanos podem ser previstos, como a mineração, a melhor prática é remover e *estocar* o solo em camadas. Os solos são então substituídos na ordem original após a mineração. Em outros casos, como em alguns projetos de *mitigação* de áreas úmidas, o solo é movido diretamente de um local que está sendo perturbado para outro local que está sendo restaurado. Estocar ou mover diretamente solos tem os benefícios adicionais da reintrodução de microrganismos e sementes do solo ([capítulo 8](#)). O tempo de armazenagem do solo deve ser minimizado, pois a viabilidade das sementes e microrganismos começa a diminuir após alguns meses. A [figura 7.3](#) mostra o efeito dramático da restauração das camadas do solo com a textura correta na recuperação da vegetação após a mineração de areia na Austrália Ocidental. No local onde as camadas de solo foram removidas para mineração, misturadas e depois substituídas, uma camada de solo de superfície dura se desenvolveu e uma vegetação mínima se estabeleceu ([fig. 7.3A](#)). Em contrapartida, uma comunidade vegetal diversificada se estabeleceu quando as camadas do solo foram armazenadas separadamente e substituídas na ordem correta, resultando em maior disponibilidade de nutrientes e melhor drenagem ([fig. 7.3B](#)). Embora a substituição das camadas de solo melhore drasticamente a recuperação, ela é feita em um pequeno número de projetos porque, na maioria dos casos, as camadas de solo foram perturbadas muito antes do projeto de restauração ser planejado e estocar e realocar o solo é caro.

Em solos fortemente perturbados, o aumento da matéria orgânica é importante para melhorar a capacidade de retenção de água, retenção de nutrientes, aeração do solo e *estoque de carbono*, bem como flutuações moderadas da temperatura do solo (Marin-Spiotta e Ostertag 2016). Muitas das estratégias de controle de erosão listadas no [capítulo 6](#), cobertura do solo com folhas secas, tecido de controle de erosão e cavacos de madeira, também aumentam a matéria orgânica do solo. Essas técnicas retêm partículas finas do solo e nutrientes que são movidos pelo vento e pela água, aumentando assim a disponibilidade de nutrientes.

Composto, resíduos de animais, palha, feno ou lodo de esgoto são frequentemente aplicados a solos perturbados para se aumentar os teores de matéria orgânica e nutrientes (Bradshaw e Chadwick 1980). O lodo de esgoto deve ser testado para se garantir que não tenha concentrações excessivas de substâncias tóxicas, como metais pesados ou resíduos farmacêuticos. Fertilizantes são frequentemente aplicados no momento da semeadura ou plantio para melhorar o estabelecimento vegetal ([capítulo 9](#)), mas a aplicação repetida de fertilizantes é cara, pode elevar o escoamento de nutrientes e tende a favorecer espécies vegetais invasoras. É típico incluir plantas fixadoras de N na combinação de espécies para plantio em locais pobres em nutrientes uma vez que aumentam a disponibilidade de N quando perdem folhas e morrem ([capítulo 9](#)).

Em locais onde os níveis de nitrogênio ou fósforo são elevados devido a insumos agrícolas ou deposição atmosférica, o primeiro passo é reduzir os aportes de nutrientes. Diminuir os níveis de nutrientes no solo é um desafio. Restabelecer a



A



B

Figura 7.3: Áreas de restauração nas charnecas Kwongan na Austrália Ocidental. Ambas as fotos mostram locais com doze anos de idade que foram restaurados com uma mistura de espécies semelhantes após a mineração de areia. (A) Um local onde as camadas de solo foram misturadas e uma crosta (uma camada densa de solo que é em grande parte impermeável à água) formou-se na superfície, impedindo o estabelecimento da vegetação. (B) Um local onde as camadas de solo foram armazenadas separadamente e substituídas na sequência original, resultando em um estabelecimento bem-sucedido da vegetação. Fotos por K. Holl.

vegetação nativa em terras agrícolas antigas gradualmente diminui a disponibilidade de N e P (Rosenzweig et al. 2016). Experimentos em pequena escala mostraram que a aplicação repetida de materiais com uma alta proporção C:N, como açúcar, serragem ou cavacos de madeira, pode reduzir as concentrações de N no solo, mas essas abordagens são onerosas e impraticáveis em grande escala (Baer

2016). Outras abordagens para reduzir os níveis de N e P que tiveram níveis intermediários de sucesso incluem queima controlada ou corte repetido e remoção de biomassa em pastagens (Baer 2016).

Restaurar em longo prazo a ciclagem de nutrientes em áreas degradadas requer restaurar comunidades microbianas, mas pouco se sabe sobre a recuperação da fauna e dos micróbios do solo. Muitas vezes se supõe que as comunidades microbianas do solo se recuperarão e colonizarão por conta própria, o que acontece em alguns casos (Scott et al. 2017). Em contraste, outras pesquisas sugerem que as comunidades microbianas e os processos associados de ciclagem de nutrientes de florestas e áreas úmidas não se recuperam totalmente mesmo após muitas décadas (Moreno-Mateos et al. 2012; Bonner 2017). A maneira mais eficaz de se reintroduzir comunidades microbianas do solo é repor o solo retirado com solo do mesmo local, que foi armazenado antes do distúrbio, ou introduzir pequenas quantidades de solo de habitats intactos. Isso ajuda a reintroduzir microrganismos e fauna do solo e pode influenciar a *trajetória de sucessão* vegetal (Wubs et al. 2016). Da mesma forma, a aplicação de soluções de microrganismos feitas a partir de crostas de solo danificadas aumenta a recuperação da crosta de solo em sistemas áridos do sudoeste dos Estados Unidos (Chiquoine et al. 2016). Outra abordagem para reintroduzir micróbios é colocar uma pequena quantidade de solo nativo ou fungos micorrízicos em vasos de plantas enquanto eles estão no viveiro (Whisenant 1999). Middleton e Bever (2012) descobriram que adicionar solo nativo de campos às plantas do viveiro aumentou o sucesso de espécies sucessionais tardias plantadas para se restaurar um campo no Centro-Oeste dos Estados Unidos.

Embora a reintrodução das comunidades microbianas tenha muitos benefícios potenciais, é importante notar que nem todos os efeitos dos microrganismos são positivos. Existem muitas espécies patogênicas de fungos e bactérias, que podem ter efeitos prejudiciais sobre plantas e animais. Além disso, mesmo em relações geralmente mutualistas, a interação pode variar de negativa a positiva. Por exemplo, Allen et al. (2003) descobriram que adicionar às plantas em viveiro o solo da floresta em estado inicial da sucessão aumentou o crescimento de mudas de árvores plantadas para se restaurar a floresta tropical estacional no México. Em contraste, a adição do solo de floresta em estágio tardio da sucessão teve efeitos variáveis e, em alguns casos, negativos sobre o crescimento das mudas, que eles atribuem à grande demanda de carbono das espécies micorrízicas do final da sucessão. Nosso conhecimento sobre o papel dos efeitos positivos e negativos dos micróbios na *restauração ecológica* é rudimentar e é uma área importante para futuras pesquisas.

QUALIDADE DA ÁGUA

Por natureza, os sistemas aquáticos são abertos, o que significa que a maioria dos sedimentos, nutrientes e toxinas entram no sistema a partir de uma fonte externa. Estes incluem *poluentes de fontes pontuais* (uma única fonte identificável de poluentes, como um tubo emissor ou chaminé de fábrica) e *poluentes de fontes difusas* (muitas fontes difusas, como escoamento de terra, toxinas dissolvidas na precipita-

ção ou deposição atmosférica). Esses aportes tornam-se cada vez mais problemáticos nas porções mais baixas da *bacia hidrográfica* e os efeitos são mais acentuados nos lagos e estuários onde se acumulam.

Um problema particular nos lagos, bem como em alguns rios de águas lentas e ecossistemas marinhos próximos à costa, é a *eutrofização*. A eutrofização é um aumento no fornecimento de matéria orgânica para um ecossistema, muitas vezes causado pelo enriquecimento de nutrientes das águas, mais comumente fósforo, além de seus níveis naturais. Uma vez que o P é normalmente um nutriente limitante em sistemas aquáticos, níveis elevados de P aumentam rapidamente a biomassa de plantas aquáticas e cianobactérias (Gulati et al. 2012). À medida que as plantas morrem e se decompõem, o nível de oxigênio diminui; o que pode levar à morte de organismos aquáticos em casos extremos. A eutrofização tem consequências ecológicas e econômicas negativas. Pretty et al. (2003) estimou que o custo da eutrofização na Inglaterra e no País de Gales seria de US \$ 105-160 milhões por ano, devido à redução dos valores das propriedades, ao custo do tratamento de água potável e à perda de valor recreacional.

Um problema relacionado é o aumento da descarga de sedimentos nos corpos d'água. A *canalização* dos rios e a destruição da vegetação de áreas úmidas e zonas *ripárias* aumenta a quantidade e o tamanho dos sedimentos transportados pelos rios (capítulo 6). Os sedimentos suspensos diminuem a transparência da água, o que reduz a fotossíntese vegetal e prejudica muitos organismos filtradores. Quando os sedimentos se assentam nos rios, eles alteram a textura dos leitos, o que afeta os ovos e larvas de peixes e outras espécies aquáticas. A deposição de sedimentos nos lagos reduz a profundidade dos lagos e o volume de água. Além disso, nutrientes, matéria orgânica e alguns poluentes se ligam a sedimentos finos e são transportados pela bacia hidrográfica com eles, exacerbando assim a eutrofização quando os sedimentos se acumulam nos sistemas aquáticos. Ao longo do tempo, metais pesados, como cobre, zinco e chumbo, podem se acumular a níveis tóxicos em lagos e áreas úmidas quando as cargas de sedimentos aumentam.

Restauração da qualidade da água

A restauração bem-sucedida da qualidade da água depende quase que inteiramente da: (1) redução dos insumos de fontes pontuais e difusas e (2) melhoria das práticas de manejo da terra e restauração de habitat terrestres e úmidos em toda a bacia hidrográfica para promover a retenção de nutrientes e sedimentos. Muitos países têm políticas para regular os aportes de nutrientes provenientes da agricultura, esgoto e combustão de combustíveis fósseis (capítulo 11; McCrackin et al. 2017). Em alguns casos, a aplicação dessas leis levou a reduções drásticas nos níveis de nutrientes e aumentos na transparência da água. Por exemplo, o Lago Washington (Seattle, Washington, EUA) foi altamente eutrofizado na década de 1960 devido a aportes de efluentes de várias estações de tratamento de resíduos. Após um referendo público bem-sucedido, 99 % dos resíduos foram desviados ou tratados, o que levou à recuperação da transparência da água e a uma redução dramática das florações de algas no início da década de 1970 (National Research

Council 1992). Em contraste, uma revisão recente da recuperação do lago e do ecossistema marinho costeiro após a redução de nutrientes mostrou que a maioria dos 89 estudos de caso não havia se recuperado totalmente aos níveis iniciais, sugerindo que a recuperação da eutrofização é um processo lento e pode não acontecer em todos os casos (McCrackin et al. 2017).

Poluentes de fonte difusa são muito mais difíceis de se controlar do que os de fontes pontuais, uma vez que suas causas são mais amplas. Assim como para a poluição de fontes pontuais, o primeiro passo é se reduzir as emissões na origem através de uma variedade de estratégias, como melhorar as práticas agrícolas, reduzir as emissões de escapamentos veiculares, implantar medidas temporárias de controle de erosão durante obras, usar detergentes com baixo teor de fósforo ou educar as pessoas sobre práticas adequadas de descarte de resíduos. Por exemplo, reduzir a quantidade e controlar cuidadosamente os aportes de fertilizantes para a agricultura e deixar resíduos de culturas nos campos, pode reduzir o escoamento agrícola e, portanto, o aporte de nutrientes para corpos d'água próximos. Em uma revisão de 60 estudos no noroeste da Europa, Van Vooren et al. (2017) descobriram que cercas vivas e *vegetação ripária* de gramíneas em campos agrícolas reduziram o escoamento de nitrogênio e fósforo em dois terços e retiveram 90 % dos sedimentos dos escoamentos superficiais. Em muitas áreas dos Estados Unidos, extensas campanhas educativas têm trabalhado para aumentar a conscientização de que produtos de jardinagem de gramados e jardins, óleo de motor, resíduos de animais de estimação e produtos químicos domésticos correm para bueiros e corpos d'água rio abaixo se eles não forem descartados adequadamente.

Restaurar áreas úmidas e melhorar o manejo de matas ciliares reduz os aportes de nutrientes e sedimentos para corpos d'água próximos (Roni e Beechie 2012; Baer 2016; Hansen et al. 2018). Tanto as áreas úmidas quanto as matas ciliares retardam o escoamento da água ([capítulo 6](#)), o que resulta na deposição de sedimentos e nutrientes que estão ligados aos sedimentos antes de entrarem em corpos d'água próximos. Além disso, o fluxo de água mais lento permite mais tempo para que as plantas absorvam nutrientes e para que ocorra a ciclagem de nutrientes por parte dos microrganismos ([fig. 7.2](#); Baer 2016). As áreas úmidas abrigam uma série de processos microbianos benéficos, como a imobilização de metais pesados e dando suporte às bactérias que reduzem as concentrações de nitrato (Galatowitsch e Zedler 2014). Embora as áreas úmidas possam utilizar grandes quantidades de nutrientes devido à sua alta *produtividade* e processos microbianos, elas não têm uma capacidade ilimitada de absorção de nutrientes. Portanto, a restauração de áreas úmidas não deve ser vista como um substituto para a redução do aporte de nutrientes e sedimentos em toda a bacia hidrográfica.

Lagoas de retenção são um método para se reter o pico de vazão de águas pluviais, permitindo que os sedimentos se assentem antes que a água seja liberada lentamente. *Boas práticas de manejo* para zonas ripárias incluem *revegetação*, instalação de cobertura morta com cavacos de madeira ou tela de controle de erosão após distúrbio no solo até que a vegetação possa se estabelecer e isolamento do gado para evitar pastagem próxima à margem do corpo d'água (Roni e Beechie

2012). A remoção e restauração de antigas estradas de madeiras e a melhoria dos cruzamentos entre estradas e corpos d'água (por exemplo, instalando galerias e pontes) também reduz os aportes de sedimentos para corpos d'água próximos (Roni e Beechie 2012).

Várias técnicas são utilizadas para manejar os aportes de nutrientes e sedimentos que se acumulam em lagos (Natural Resources Council 1992; Gulati et al. 2012; Cooke et al. 2016). Por exemplo, a dragagem remove o excesso de sedimentos, mas causa danos extensos aos organismos que habitam os sedimentos. Os sais de cálcio, ferro ou alumínio são adicionados a alguns lagos e reservatórios para precipitar o excesso de fósforo em uma forma biologicamente indisponível. E, alguns lagos e reservatórios altamente manejados podem ser artificialmente arejados para aumentar a oxigenação, auxiliando na absorção de nutrientes por micróbios. Entretanto, essas são ações de manejo caras e de curto prazo que causam distúrbios adicionais ao sistema, claramente não resultam em um sistema que se perpetue ao longo do tempo e não atacam a raiz do problema, ou seja, aportes excessivos de fora do lago.

ACIDEZ

Certas atividades humanas aumentam a acidez (ou seja, reduzem o pH) do solo e da água. Em áreas mineradas, a exposição e o intemperismo de certas rochas aumentam a acidez do solo e a partir dessas rochas a drenagem ácida de mina é lixiviada para corpos d'água próximos. Esses efeitos são ainda mais preocupantes em áreas com mineração de metais pesados (por exemplo, cobre, zinco ou níquel), como a região de Sudbury, em Ontário, Canadá (Gunn 1995). Além da drenagem ácida de mina, as fundições que processam os metais emitiram historicamente grandes quantidades de dióxido de enxofre (SO₂) levando à chuva ácida. A combinação de drenagem ácida de mina e chuva ácida matou a vegetação em milhares de hectares e causou danos severos aos lagos nesta e em outras regiões de mineração de metais pesados. As emissões humanas de compostos de enxofre e nitrogênio provenientes da geração de eletricidade (principalmente do carvão), fábricas e veículos automotores resultaram em chuva ácida ao longo de centenas de quilômetros, afetando tanto o solo quanto os corpos d'água próximos. Essas emissões têm sido particularmente problemáticas para os lagos, que recebem água de grandes áreas. Felizmente, o aprimoramento das tecnologias em plantas de usinas reduziu as emissões nocivas na maioria das regiões nas últimas décadas. Por outro lado, as emissões de dióxido de carbono antropogênicas contínuas estão lentamente acidificando a água do mar em todo o mundo.

O aumento da acidez não só afeta negativamente os organismos aquáticos matando diretamente a fauna aquática sensível e dissolvendo recifes de corais de alta biodiversidade, mas o aumento da concentração de íons de hidrogênio (H⁺) afeta a mobilidade de outros íons carregados positivamente (por exemplo, potássio e cálcio) e vários processos microbiológicos (Baer 2016). Assim, a maior acidez do solo leva à redução da disponibilidade de nutrientes e ao aumento da lixiviação de

metais carregados positivamente (por exemplo, chumbo, alumínio e ferro) levando a concentrações potencialmente tóxicas.

Redução da acidez

A principal maneira de se diminuir a acidez é reduzir os aportes que causaram a acidificação. Restaurar áreas de mineração para minimizar o escoamento contínuo da drenagem ácida de mina, reduzir a emissão de combustíveis fósseis, particularmente o carvão, e usar as melhores tecnologias disponíveis para limitar as emissões das usinas são fundamentais para se reduzir as concentrações de compostos acidificantes. A cal (CaCO_3), que reduz temporariamente a acidez, é frequentemente aplicada a solos acidificados, juntamente com fertilizantes para facilitar o estabelecimento de plantas (Bradshaw e Chadwick 1980; Gunn 1995). A cal também é aplicada em lagos e tem sido amplamente utilizada na Suécia e na Noruega como uma solução temporária para reduzir a acidez de lagos, mas deve ser aplicada continuamente se as emissões não forem reduzidas (Gulati et al. 2012). Locais fortemente acidificados são geralmente revegetados utilizando-se plantas tolerantes à acidez, o que aumenta a matéria orgânica e diminui a erosão, diminuindo assim a acidez do solo e dos corpos d'água próximos ao longo do tempo.

PRODUTOS QUÍMICOS TÓXICOS

Áreas alteradas por mineração e atividades industriais comumente estão contaminadas com uma grande variedade de produtos químicos tóxicos, incluindo aqueles usados em limpeza de roupas a seco, resíduos radioativos, pesticidas, metais pesados e óleo. Um primeiro passo para se restaurar tais áreas é limpar os resíduos tóxicos, o que é difícil e caro; bilhões de dólares são gastos globalmente a cada ano nesta tarefa (Pilon-Smits e Freeman 2006). A descontaminação pode ser complicada porque várias substâncias tóxicas estão frequentemente presentes em um único local e raramente as identidades dos produtos químicos presentes são bem documentadas.

Descontaminando substâncias tóxicas

Uma discussão detalhada sobre a descontaminação de resíduos tóxicos está muito além do escopo deste livro, mas resumi brevemente algumas das abordagens gerais (Pilon-Smits e Freeman 2006). Os métodos utilizados dependem das substâncias químicas específicas presentes. Em casos extremos, solos altamente contaminados podem ser cobertos localmente ou removidos e armazenados em uma estrutura de contenção permanente. Em outros casos, produtos químicos tóxicos são tratados no local. Alguns produtos químicos podem ser removidos lavando-se ou aerando-se o solo, ou extraído-se o produto químico com uso de um solvente. Outros compostos podem ser transformados em compostos menos prejudiciais através de reações químicas. A *biorremediação* é o emprego de microrganismos ou plantas para remover, degradar ou imobilizar produtos químicos tóxicos no solo,

água ou ar através de uma série de mecanismos (Pilon-Smits e Freeman 2006). O plantio de espécies tolerantes aos produtos químicos tóxicos em um local pode estabilizar solos e minimizar a lixiviação de poluentes. Algumas plantas terrestres e aquáticas concentram certos metais pesados. O material vegetal carregado de toxinas pode ser colhido e removido, o que é mais barato e menos prejudicial do que remover o solo contaminado. Além disso, plantas e micróbios podem facilitar a quebra de certos compostos à base de carbono. Por exemplo, os derramamentos de óleo podem ser descontaminados introduzindo-se ativamente microrganismos ou se adicionando nutrientes ou oxigênio para melhorar o crescimento microbiano e, assim, aumentar a taxa de mineralização do óleo (Leahy e Colwell 1990).

A descontaminação de resíduos tóxicos é extremamente cara, especialmente quando há múltiplos produtos químicos em um local. Se os produtos químicos forem removidos por meio da extração ou colheita de biomassa, isso levanta a questão de onde descartar os produtos químicos. E a limpeza de resíduos tóxicos é apenas o primeiro estágio de restauração, pois as condições *abióticas* e *bióticas* precisarão ser restauradas após a limpeza.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Baer, Sara G. 2016. "Nutrient dynamics as determinants and outcomes of restoration." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by Margaret A Palmer, Joy B Zedler and Donald A Falk, 333–364. Washington, DC: Island Press.

Fornecer uma revisão completa da ecologia e restauração da ciclagem de nutrientes em sistemas terrestres.

- Gulati, Rumati D, L Miguel D Pires, and Ellen van Donk. 2012. "Restoration of freshwater lakes." In *Restoration Ecology*, edited by Jelte Van Andel and James Aronson, 233–247. Malden, MA: Blackwell Publishing.

Revisa diferentes métodos para se restaurar a qualidade da água nos lagos.

- Natural Resources Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems*. Washington, DC: National Academy Press.

Revisa a restauração dos ecossistemas de áreas úmidas, rios e lagos e descreve muitos estudos de caso.

- Pilon-Smits, EA, and JL Freeman. 2006. "Environmental cleanup using plants: biotechnological advances and ecological considerations." *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:203–210.

Fornecer uma breve visão geral de diferentes métodos de descontaminação de resíduos tóxicos.

POR milênios, a disseminação de espécies vegetais e animais foi limitada por suas habilidades de dispersão, já que os humanos passavam a maior parte de suas vidas no mesmo lugar. Recentemente, as viagens humanas ao redor do mundo alteraram radicalmente os padrões de distribuição de espécies através da introdução acidental e intencional de espécies em áreas que elas não habitavam historicamente. Vários termos são usados para espécies que são encontradas fora de sua faixa histórica, incluindo as exóticas. A *restauração ecológica* normalmente visa restaurar espécies nativas, ou espécies que evoluíram em um local específico. No entanto, a questão de quanto tempo uma espécie precisa ter habitado ou evoluído em um determinado local para ser considerada nativa é subjetiva; uma espécie não é considerada nativa se foi introduzida por humanos nos últimos 100 anos, 200 anos ou 500 anos? Quanto mais cedo uma espécie foi introduzida, menor a probabilidade de que haja registros da distribuição exata da espécie antes de seu transporte.

É importante esclarecer a distinção entre espécies exóticas e *espécies invasoras*. Espécies invasoras são aquelas que dominam o ecossistema nativo após a introdução, causam danos às espécies nativas e alteram os processos ecossistêmicos. As espécies invasoras compõem uma grande barreira *biótica* para a recuperação do ecossistema, por isso seu controle é o foco de muitos esforços de restauração. Ainda que muitas espécies tenham sido introduzidas em novos locais pelos seres humanos e, portanto, sejam consideradas exóticas, apenas uma pequena proporção delas se espalha e afeta negativamente os ecossistemas que colonizam de forma intensa. Apenas este subconjunto de espécies exóticas introduzidas são consideradas invasoras.

Além disso, há um reconhecimento crescente das “invasoras” nativas (Carey et al. 2012). Estas são espécies nativas cujas populações cresceram substancialmente dentro de sua faixa natural devido às atividades humanas e têm impactos prejudiciais sobre outras espécies nativas e sobre processos ecossistêmicos. Invasoras nativas podem ser espécies bem adaptadas aos *distúrbios* humanos, como o canguru-cinzentoocidental (*Macropus fuliginosus*), que se beneficiou do controle de predadores na Austrália, ou das várias espécies de taboa (*Typha* spp.) que do-

minam áreas úmidas que sofreram distúrbios em inúmeras regiões do mundo, reduzindo a diversidade nativa e alterando a *ciclagem* de nutrientes (Carey et al. 2012). Em outros casos, as invasoras nativas são resultado de atividades humanas intencionais para aumentar seu tamanho populacional, como a criação de muitas espécies de peixes em lagos e reservatórios para pesca recreativa. Quando as espécies invasoras nativas são suficientemente abundantes a ponto de representarem um desafio para a restauração do ecossistema nativo, elas podem ser o foco dos esforços de controle.

Começo este capítulo discutindo como espécies invasoras se espalham e por que elas são um problema para a restauração. Analiso então abordagens para *eradicar* (remover inteiramente) ou controlar diferentes tipos de espécies invasoras, nativas e exóticas, como parte dos esforços de restauração. Eu finalizo discutindo brevemente controvérsias sobre o controle de espécies invasoras. Uso o termo espécies invasoras para me referir ao impacto da espécie no ecossistema, independentemente de sua origem (nativa ou exótica) e uso os termos nativa e exótica quando apropriado.

COMO AS ESPÉCIES INVASORAS SE ESPALHAM

Os humanos transportaram espécies vegetais e animais de uma região para outra por várias razões. As pessoas transportaram espécies que valorizavam para novos lugares intencionalmente, como nos casos de plantas de cultivo e paisagismo, árvores para silvicultura, animais de produção e de estimação. Em outros casos, foram introduzidas plantas exóticas para o controle da erosão, como o caso do estorno (*Ammophila arenaria*), que foi plantado extensivamente ao longo de dunas costeiras no oeste da América do Norte para estabilizar a movimentação da areia.

Outras espécies exóticas invasoras foram introduzidas acidentalmente. Por exemplo, várias doenças comuns de árvores e arbustos se espalharam em habitats naturais através de viveiros e do comércio de madeira. Da mesma forma, embarcações que se deslocavam através de cursos d'água (por exemplo, o Canal do Panamá, que liga os oceanos Atlântico e Pacífico) transportaram muitas espécies aquáticas invasoras, incrustadas aos cascos dos barcos ou transportadas na *água de lastro* que os barcos coletam ou descartam quando são descarregados ou carregados. Uma das razões pelas quais as populações exóticas invasoras aumentam rapidamente em novos habitats é que há menos predadores ou patógenos que evoluíram para controlar suas populações.

CARACTERÍSTICAS DE ESPÉCIES INVASORAS E ECOSISTEMAS VULNERÁVEIS À INVASÃO

Uma série de características são comuns a espécies invasoras, embora nem todas as espécies invasoras tenham todos esses atributos. Normalmente, espécies invasoras têm boas habilidades de dispersão ou se espalham vegetativamente. Espécies aquáticas invasoras, particularmente aquelas que são altamente móveis nas

formas adultas ou larvais, podem se espalhar rapidamente com o movimento da água e com a ajuda de barcos. Espécies invasoras são frequentemente tolerantes a uma ampla gama de condições de hábitat e crescem e se reproduzem rapidamente, particularmente quando a luz, a água, os nutrientes e as fontes de alimento são abundantes.

Espécies que se tornam invasoras em um determinado hábitat geralmente vêm de um ecossistema semelhante de outros lugares do planeta, o que pode ajudar a identificar prováveis invasores. Por exemplo, muitas espécies invasoras comuns na costa da Califórnia vêm de outras regiões climáticas do Mediterrâneo (por exemplo, Austrália, África do Sul e bacia do Mediterrâneo) e vice-versa; por exemplo, a papoula-da-Califórnia (*Eschscholzia californica*), uma erva de pastagens naturais, é invasora em outras regiões do Mediterrâneo.

Também é importante reconhecer características dos ecossistemas que os tornam suscetíveis à invasão, a fim de manejar o ecossistema para a redução do potencial invasor. Hábitats muito fragmentados e que sofreram distúrbios são mais suscetíveis a espécies invasoras, já que a maioria dessas espécies é mais adaptada do que as espécies nativas para usar rapidamente os recursos disponíveis. Assim, os ecossistemas nativos inseridos em paisagens agrícolas que apresentam entradas elevadas de nutrientes e água correm maior risco de invasão do que aqueles em paisagens com distúrbio antropogênico mínimo. Da mesma forma, as condições de alta luminosidade na borda dos fragmentos florestais e ao longo das trilhas, combinadas com o aumento da dispersão de sementes pelos sapatos e veículos das pessoas, facilitam a colonização e o estabelecimento de espécies invasoras. Por exemplo, um grande obstáculo para restaurar remanescentes de florestas degradadas na Mata Atlântica no Brasil são as trepadeiras nativas invasoras que proliferam sob as altas condições de luz nas bordas da floresta e nas aberturas do dossel, dominando as árvores remanescentes, reduzindo o crescimento de árvores e o recrutamento de mudas (César et al. 2016).

Espécies terrestres exóticas invasoras tendem a ser particularmente problemáticas em ilhas, onde animais e plantas foram isolados de predadores ou *competidores* por milhões de anos e não desenvolveram mecanismos de defesa. Por exemplo, muitas aves insulares evoluíram para não voarem e perderam o medo de predadores, tornando-as particularmente vulneráveis a predadores não nativos invasores, como cobras e mamíferos. Da mesma forma, as plantas insulares muitas vezes não possuem mecanismos de defesa, como espinhos ou produtos químicos para deter a herbivoria, por isso são suscetíveis a animais não nativos que pastam, como cabras e coelhos (estudo de caso da Tartaruga de Galápagos).

POR QUE ESPÉCIES INVASORAS CAUSAM PROBLEMAS PARA ESPÉCIES NATIVAS E ECOSSISTEMAS

Plantas, animais e patógenos invasores afetam negativamente as espécies nativas e a recuperação de ecossistemas de muitas maneiras (tabela 8.1). Em alguns casos, espécies invasoras superam as espécies nativas em competição direta e param

o processo natural de *sucessão*. Predadores invasores e nativos, como gatos, raposas, cobras e grandes peixes que vivem em lagos também dizimam populações de animais nativos através da predação direta. Doenças invasoras levaram à extinção total ou quase total de várias espécies nativas de importância ecológica e econômica. Às vezes, espécies invasoras hibridizam com as nativas, resultando na perda de *ecotipos* adaptados localmente (subpopulações geneticamente distintas de uma espécie). Finalmente, espécies invasoras frequentemente mudam as condições *abióticas* ou padrões de distúrbio em habitats nativos. Essas novas condições abióticas muitas vezes favorecem o aparecimento de novos invasores (D'Antonio et al. 2016).

Tabela 8.1: Exemplos de efeitos negativos de espécies invasoras.

Espécie	Localização	Efeito negativo	Citação
Canha-de-açúcar selvagem (<i>Saccharum spontaneum</i>)	América Latina	Supera competitivamente as espécies nativas e impede a sucessão em terras desmatadas abandonadas	Hammond 1999
Ratos pretos e marrons (<i>Rattus</i> spp.)	Ilhas Galápagos, Equador	Predam tartarugas gigantes juvenis (<i>Chelonides nigra</i>)	Estudo de caso da tartaruga de Galápagos
Perca-do-Nilo (<i>Lates niloticus</i>)	Lago Victoria, Leste da África	Preda espécies de peixes nativos	Ogutu-Ohwayo 1990
<i>Phytophthora</i> spp.	Austrália, Nova Zelândia, Europa, América do Norte	Doenças que têm causado declínios dramáticos de muitas espécies vegetais e espécies da fauna que comem essas plantas. Causa perdas econômicas à indústria madeireira e aumenta os custos de manejo de incêndios devido ao maior acúmulo de combustível.	Sims et al. 2019
Carpa capim (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	Corpos de água doce nos Estados Unidos	Altera o ambiente abiótico em lagos e rios, agitando sedimentos que reduzem a qualidade da água e o sucesso reprodutivo de outras espécies de peixes	Pípalová 2006
<i>Tamarix</i> spp.	Riachos e rios do sudoeste dos EUA	Altera o ambiente abiótico, reduzindo o nível das águas subterrâneas e aumentando a salinidade, que inibe a recuperação da vegetação nativa	Estudo de caso da remoção de Tamarix
Truta-marrom (<i>Salmo trutta</i>)	Rios na bacia do Adriático da Europa	Supera competitivamente e hibridiza com a truta nativa (<i>Salmo marmoratus</i>)	Crivelli 1995

Em muitos casos, espécies invasoras afetam negativamente o habitat nativo através de múltiplos mecanismos. Por exemplo, as acácias (*Acácia* spp.) da Austrália, que são *fixadoras de nitrogênio*, se espalharam extensivamente em outras regiões do clima mediterrâneo, como Chile, Espanha, Califórnia e África do Sul. Elas aumentam a gravidade do fogo devido ao alto acúmulo de biomassa, alteram as comunidades microbianas do solo, reduzem a disponibilidade de água como resultado das altas taxas de transpiração e superam competitivamente as espécies nativas de plantas (Le Maitre et al. 2011). Como outro exemplo, o capim-marinho (*Spartina alterniflora*), nativo do leste dos Estados Unidos, foi introduzido como

parte de um projeto experimental de restauração na Baía de São Francisco. O capim-marinho se espalhou amplamente e hibridizou com um capim nativo da Califórnia (*Spartina foliosa*). O híbrido tolera uma série de condições de hábitat e gerou múltiplos efeitos negativos, incluindo superar competitivamente várias espécies raras de plantas, reduzir a área de lamaçal que as aves costeiras usam para construção de ninhos e alimentação e alterar a *hidrologia* ao entupir canais de drenagem (Kerr et al. 2016). O Peixe-leão (*Pterois* spp.), uma espécie invasora, dizima populações de peixes nativos, algumas das quais comem algas, o que pode levar ao crescimento excessivo de algas, prejudicando os recifes de coral.

Por causa dos seus enormes impactos econômicos, espécies invasoras não preocupam apenas os *gestores de recursos naturais*. Mexilhões-zebra (*Dreissena polymorpha*), nativos da Rússia e da Ucrânia e amplamente introduzidos em corpos d'água norte-americanos, entopem regularmente os sistemas de entrada de água em torres de resfriamento de usinas. Uma estimativa recente sugere que US \$ 500 milhões são gastos anualmente para removê-los e evitar sua propagação (Hoddle n.d.). Insetos, patógenos e plantas invasores também podem causar enormes perdas financeiras à produção agrícola (Pimentel et al. 2005).

ETAPAS DA INVASÃO E CONTROLE DE ESPÉCIES INVASORAS

A maneira mais eficaz de controlar espécies exóticas invasoras é evitar sua propagação para além de sua faixa natural (fig. 8.1). Isso significa impor uma legislação rigorosa sobre o transporte de qualquer espécie invasora potencial ou conhecida. Vários esforços globais, regionais e nacionais específicos promulgaram legislações para restringir a troca de água de lastro perto da costa por grandes navios marítimos para reduzir a probabilidade de larvas aquáticas invasoras se instalarem em baías costeiras (Firestone e Corbett 2005). A Nova Zelândia tem algumas das leis mais rigorosas para evitar invasões (Boonstra 2010) que levam a um alto nível de coordenação entre as agências para prevenir e detectar rapidamente invasões. A maioria dos países tem uma “lista suja” de espécies invasoras conhecidas que são proibidas de entrar, mas esta lista inclui espécies que já estão bem estabelecidas no país, por isso é tarde demais para evitar a invasão (fig. 8.1). Em contraste, a Nova Zelândia tem uma “lista limpa” de todas as espécies encontradas no país em 1998, quando a legislação foi aprovada. Qualquer espécie que não esteja nessa lista deve ser examinada pela Autoridade de Gestão de Riscos Ambientais do governo para avaliar seu risco potencial antes de permitir sua entrada (Boonstra 2010).

A prevenção da propagação de espécies invasoras exóticas requer um programa coordenado de detecção e controle precoce. Por exemplo, o Sistema de Mapeamento e Distribuição Precoce é uma ferramenta *on-line* de mapeamento de plantas invasoras usada por 40 estados nos EUA e quatro províncias canadenses (Center for Invasive Species and Ecosystem Health n.d.). Esse recurso serve para alertar os gestores de terras sobre plantas invasoras em sua área e para os ajudar a priorizar os esforços de remoção dessas espécies quando ainda estão em estágio inicial de invasão, quando a erradicação ainda pode ser possível.

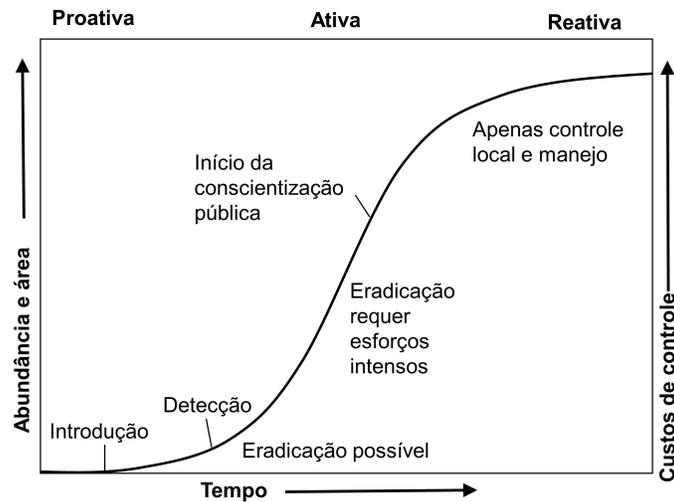


Figura 8.1: Estágios de propagação e controle de espécies invasoras. Figura revisada de Hobbs e Humphries 1995.

Educação e divulgação são ferramentas importantes para se controlar a disseminação de espécies invasoras. As pessoas raramente estão cientes da identidade ou efeitos negativos de uma espécie invasora e muitas vezes as espalham acidentalmente. Por exemplo, as sementes de plantas invasoras são espalhadas pelos calçados e rodas de caminhantes e ciclistas, algumas espécies invasoras aquáticas foram introduzidas através do despejo de espécies de aquários em sistemas de esgoto ou hidrovias e patógenos de árvores são frequentemente espalhados através do transporte de madeira infestada. A educação pública e as restrições à venda e transporte de espécies invasoras podem ajudar a reduzir sua propagação.

Seguir as *boas práticas de manejo* para controlar patógenos durante as atividades de restauração também ajuda a limitar sua disseminação. Sims et al. (2019) descobriram que as práticas de saneamento do viveiro de plantas foram altamente eficazes na eliminação da infecção pelo *Phytophthora* spp., um gênero de patógenos de plantas que teve um efeito devastador sobre espécies nativas em várias regiões do Mediterrâneo (tabela 8.1). Essas práticas incluem esterilizar o solo de vasos, não permitir o acúmulo de água parada e limpar todos os sapatos, veículos e ferramentas entrando no viveiro.

À medida que uma espécie exótica invasora aumenta em abundância, torna-se mais dispendioso erradicá-la (fig. 8.1). Dados os recursos e o compromisso de longo prazo necessários para se controlar a maioria das espécies invasoras, é necessário priorizar os esforços de controle (D'Antonio et al. 2016). Os critérios que devem ser considerados são:

1. Quão viável é o controle e a erradicação? A espécie é extremamente difundida, apta a persistir através de bancos de sementes de longa duração, ou provavelmente gerará uma comoção pública se removida?
2. Quão severo é o impacto ecológico e econômico da espécie? Normalmente, mais recursos estão disponíveis para as espécies que têm claros impactos econômicos negativos.
3. Se a espécie for removida, o ecossistema provavelmente se recuperará sem mais intervenções, ou são necessárias ações adicionais, como o plantio de espécies nativas?

Uma vez que uma espécie exótica invasora tenha atingido uma certa abundância, ou se a espécie é uma espécie nativa invasora, a única opção é mantê-la em um nível que permita a recuperação das espécies nativas ou processos que são a meta da restauração, já que a erradicação não é viável (fig. 8.1).

Antes de se começar a erradicar ou manejar espécies invasoras, é importante considerar quais intervenções de restauração adicionais, caso existam, serão necessárias para evitar a reinvasão e garantir que as espécies e ecossistemas nativos recuperem-se. Comumente, espécies invasoras reinvasam ou suas populações se recuperam após os esforços de controle. Se os esforços de erradicação atingirem uma pequena área e houver populações em áreas próximas, a probabilidade de reinvasão é alta. Além disso, uma ou um conjunto de outras espécies invasoras podem colonizar imediatamente a área em seu lugar (D'Antonio et al. 2016). Em alguns casos, as espécies invasoras transformaram tão substancialmente o ecossistema que é improvável que este se recupere a menos que as condições abióticas também sejam manipuladas após a remoção do invasor (D'Antonio et al. 2016). Por exemplo, o controle da árvore invasora *Tamarix* spp. em áreas ripárias do sudoeste dos EUA não levou à recuperação de árvores ripárias nativas em locais onde a disponibilidade de água é baixa, onde os solos tornaram-se salinos e onde fontes de sementes nativas próximas não existem (estudo de caso da remoção de *Tamarix*). Se os propágulos de espécies nativas não estão no local e é improvável que se dispersem de uma população próxima, então a remoção da espécie invasora deve ser combinada com a *reintrodução* de espécies nativas. D'Antonio et al. (2016) sugerem a introdução de espécies nativas que tenham características semelhantes às invasoras, como crescimento rápido e boas habilidades competitivas, para que possam superar com sucesso as espécies invasoras.

Outra consideração antes de se empreender esforços de controle de invasoras é a necessidade de um compromisso de longo prazo com o *monitoramento* e o *manejo*. Caso contrário, muitos recursos podem ser gastos no controle de invasoras com pouco impacto em longo prazo. Van Wilgen et al. (2012) descobriram que, apesar do governo sul-africano gastar US \$ 457 milhões entre 1995 e 2010 para controlar árvores invasoras, a cobertura geral dessas espécies aumentou, devido, em parte, a monitoramento e acompanhamento dos esforços de remoção deficientes. Para erradicar verdadeiramente uma espécie invasora, não só todos os indivíduos devem ser removidos em um único momento, mas quaisquer indivíduos

que reinvasam ou ressurgam precisam ser removidos. Algumas plantas invasoras têm bancos de sementes que duram 50 anos ou mais, como a *Genista monsspesulana*, um arbusto invasor que é comum em ecossistemas do Mediterrâneo. Nestes casos, os esforços de remoção por alguns anos são insuficientes e a manutenção e o monitoramento em longo prazo serão necessários por décadas.

MÉTODOS PARA ERRADICAÇÃO E CONTROLE DE ESPÉCIES INVASORAS

Os métodos utilizados para se erradicar e controlar espécies invasoras variam com a biologia das espécies, a extensão da invasão e a disponibilidade de recursos. Pode ser viável remover manualmente uma espécie de planta invasora de uma pequena área onde há uma grande quantidade de voluntários, mas é improvável que essa abordagem seja prática para invasões generalizadas ou quando os recursos são limitados. O método utilizado para remoção também depende de restrições do local. Por exemplo, o uso de queimas controladas é restrito perto de áreas urbanas devido a preocupações com a propagação acidental do fogo para as áreas de infraestrutura humana e os efeitos do fogo sobre a qualidade do ar. Também é importante considerar as consequências negativas dos métodos de controle. Herbicidas de amplo espectro podem afetar negativamente espécies não-alvo ou levantar preocupações sobre a contaminação da água. O controle de animais selvagens por meio do envenenamento do suprimento alimentar pode matar organismos não-alvo. Os esforços de controle de invasões mais bem-sucedidos usam uma abordagem integrada de manejo de pragas que se concentra no controle em longo prazo de espécies invasoras ou do controle dos seus danos através de uma combinação bem planejada de remoção física, controle biológico e manipulação de habitat quando possível. Os métodos de controle químico só são utilizados após cuidadosa consideração de outros métodos. Além das abordagens mais comuns discutidas abaixo, muitas técnicas especializadas de controle de invasoras foram desenvolvidas para espécies individuais.

Remoção física

Uma gama de técnicas de remoção física é usada para controlar plantas e animais invasores e os *restauradores* desenvolveram ferramentas mecânicas e métodos especializados para agilizar esse trabalho (Holloran et al. 2004). Algumas espécies de plantas invasoras são removidas manualmente, por meio de corte ou arranquio. César et al. (2016) descobriram que o corte de trepadeiras nativas invasoras em remanescentes de florestas tropicais degradadas no Brasil aumentou o crescimento de uma diversidade de mudas nativas, árvores pequenas e arbustos, *facilitando* assim a recuperação florestal. Alguns animais invasores foram controlados usando-se armadilhas, caça ou pesca. Tais esforços têm sido particularmente eficazes em ilhas onde as reinvasões são mais fáceis de se controlar (Jones et al. 2016). Em lagoas ou lagos, o eletrochoque tem sido usado para atordoar e, em seguida, remover fisicamente espécies de peixes invasores quando tratamentos químicos em larga escala são muito extremos ou prejudiciais (Britton et al. 2011).

Controle químico

Numerosos herbicidas, pesticidas e fungicidas são usados para controlar plantas, animais e patógenos invasores. Em alguns casos, os produtos químicos são aplicados em grandes áreas, como a pulverização aérea em híbridos de um capim-marinho, invasor em grandes áreas da Baía de São Francisco (Kerr et al. 2016). É preferível, no entanto, aplicar produtos químicos mais localmente, primeiro cortando-se espécies lenhosas invasoras e, em seguida, aplicando-se herbicidas diretamente nos tocos para evitar a rebrota (Holloran et al. 2004). Iscas de veneno são usadas para controlar a fauna invasora, como ratos. Embora o controle químico seja frequentemente o método de controle mais econômico, os prós e contras deste método e alternativas devem ser avaliados. Alguns municípios restringem o uso de alguns ou todos os produtos químicos. Além disso, algumas espécies podem desenvolver resistência a produtos químicos após uso repetido e generalizado. Herbicidas, pesticidas e fungicidas devem ser aplicados de forma a se minimizar riscos à saúde humana, organismos não-alvo e qualidade do solo e da água.

Controle biológico

Agentes de *controle biológico* têm sido usados com sucesso para se controlar espécies invasoras em alguns casos. Por exemplo, carpas-capim estéreis (*Ctenopharyngodon idella*) foram introduzidas em lagos para consumir uma variedade de espécies de plantas aquáticas invasoras e são mais econômicas do que os métodos de remoção física ou química (Natural Resources Council 1992). Besouros *Diorhabda* spp. reduziram a cobertura de *Tamarix* spp., invasora em grande parte do sudoeste dos Estados Unidos (estudo de caso da remoção de Tamarix). Os agentes de controle biológico devem ser exaustivamente testados antes da liberação generalizada para avaliar seus efeitos sobre espécies não-alvo. Em alguns casos, os agentes de controle biológico de insetos e doenças se espalharam além das espécies pretendidas e reduziram drasticamente as populações de espécies nativas próximas (Louda e O'Brien 2002). Por exemplo, o mangusto (*Herpestes auropunctatus*), um pequeno mamífero carnívoro da Ásia, foi introduzido no Havaí para controlar ratos em plantações de cana-de-açúcar. No entanto, como o mangusto fica ativo durante o dia e os ratos são noturnos, os mangustos comem ovos de aves nativas e dizimaram populações dessas aves.

Manejo do ecossistema para favorecer espécies nativas

O manejo do regime de distúrbios ([capítulo 5](#)) pode reduzir a abundância de espécies invasoras e favorecer as espécies nativas desejadas em alguns ecossistemas. Por exemplo, o pasto para gado ou alces devidamente manejados reduz a cobertura de gramíneas invasoras de estatura alta e, assim, promove o sucesso de flores silvestres nativas de baixa estatura nos campos da Califórnia (Stahlheber e D'Antonio 2013). Da mesma forma, restaurar um regime natural de inundação em áreas úmidas ou sistemas ripários muitas vezes favorece espécies nativas (Stromberg 2001). O sucesso dos esforços para manejar espécies invasoras ao alterar re-

gimes de distúrbios depende da duração do distúrbio, bem como das adaptações tanto das espécies invasoras quanto espécies-alvo nativas ao distúrbio. Como espécies exóticas invasoras são comumente de habitats com regimes de distúrbio semelhantes, elas podem ser igualmente ou mais bem adaptadas a um regime de distúrbios que de outra forma beneficiaria espécies nativas. Por exemplo, o fogo pode ser mais benéfico às gramíneas invasoras do que às espécies-alvo nativas (D'Antonio e Vitousek 1992).

Espécies invasoras são muitas vezes bem-sucedidas porque podem tirar proveito da alta disponibilidade de luz, nutrientes, água e alimentos, portanto alguns esforços de restauração se concentram na redução desses recursos para favorecer espécies nativas que são mais competitivas em condições de escassez de recursos. Por exemplo, a remoção repetida da biomassa acima do solo por alguns anos antes da restauração pode reduzir os níveis elevados de nitrogênio do solo (capítulo 7; Baer 2016), embora essa abordagem seja intensiva em recursos. A drenagem de fontes artificiais de água, como lagoas para o gado, reduziu as populações de alguns anuros que são espécies invasoras de predadores que atacam salamandras nativas, sapos menores e outros pequenos animais.

Como discutido anteriormente, a combinação da remoção de invasores, que preenchem nichos ocupados por espécies nativas, com a introdução de espécies nativas-alvo reduz a reinvasão (D'Antonio et al. 2016). O plantio de vegetação nativa para evitar a reinvasão tem sido a chave para a restauração bem-sucedida do habitat ripário em locais onde as árvores de *Tamarix* invasoras foram mortas por besouros ou foram removidas (estudo de caso de remoção de *Tamarix*).

CONTROVÉRSIAS SOBRE O MANEJO DE ESPÉCIES INVASORAS

Apesar dos claros benefícios ecológicos e econômicos associados ao controle da maioria das espécies invasoras, tais esforços de restauração podem ser controversos por muitas razões. Em primeiro lugar, algumas espécies invasoras são altamente valorizadas pelos humanos por razões culturais e econômicas. Por exemplo, o búfalo-asiático (*Bubalus bubalis*), que foi introduzido no norte da Austrália na década de 1800, causa danos consideráveis aos ecossistemas de água doce e carrega doenças que são uma ameaça para a pecuária, mas eles são uma fonte de alimento e renda para algumas comunidades aborígenes pela venda de carne e couro, tornando sua erradicação controversa (Collier et al. 2011). Além disso, ativistas dos direitos dos animais frequentemente levantam preocupações sobre os esforços de erradicação da fauna invasora, particularmente se os métodos utilizados são considerados desumanos, como no caso da tentativa de remoção de esquilos cinzentos invasores por meio do uso de armadilhas e eutanásia na Itália (Perry e Perry 2008).

Algumas espécies invasoras têm efeitos positivos sobre ecossistemas e sobre espécies nativas, como o aumento do *estoque de carbono* e a facilitação do estabelecimento de espécies nativas em locais altamente perturbados (Norton 2009; Schlaepfer et al. 2011). Tablado et al. (2010) descobriram que o lagostim norte-

americano (*Procambarus clarkii*), invasor e não-nativo, causou declínio das populações de lagostins nativos, anfíbios e invertebrados em pântanos no sudoeste da Espanha, mas também levou a um aumento na abundância de aves predadoras nativas que comem os lagostins invasores. Em ecossistemas muito alterados, onde espécies nativas como grandes aves dispersoras de sementes foram extintas, algumas espécies exóticas assumiram esses papéis.

Esses efeitos complexos de espécies invasoras exóticas sobre espécies nativas e ecossistemas levaram a debates acalorados e contínuos tanto nas comunidades de restauradores quanto nas acadêmicas. Por exemplo, o controle do *Tamarix* spp. invasor ao longo de áreas ripárias no sudoeste dos EUA tem sido controverso porque o *Tamarix* fornece habitat para um pássaro ameaçado de extinção, o *Empidonax trailii extimus*, (estudo de caso da remoção de Tamarix, Dudley e Bean 2012). Alguns cientistas (por exemplo, Davis et al. 2011; Schlaepfer et al. 2011) argumentaram que uma vez que espécies invasoras estão bem estabelecidas, tanto seus impactos negativos quanto positivos sobre a biodiversidade nativa, serviços ecossistêmicos e saúde humana devem ser cuidadosamente pesados antes de se alocar recursos para seu controle. Outros (por exemplo, Vitule et al. 2012) argumentam que espécies invasoras exóticas têm impactos negativos líquidos sobre os ecossistemas nativos e que é particularmente difícil calcular seus riscos em longo prazo. A discussão sobre como manejar invasores nativos é igualmente acalorada, uma vez que as decisões de manejo exigem necessariamente a priorização de certas espécies nativas em relação a outras (Carey et al. 2012).

Prevenir introduções em primeiro lugar é claramente a abordagem mais eficaz e menos controversa para se controlar espécies invasoras. Se espécies exóticas forem ativamente introduzidas para controle biológico ou para suprir o papel de uma espécie nativa extinta, os riscos devem ser ponderados cuidadosamente e testados em pequena escala antes da implantação. Uma vez que espécies invasoras exóticas estejam bem-estabelecidas, não há respostas fáceis sobre quando e como controlá-las e muitas vezes há discordância entre as partes interessadas sobre a melhor abordagem. Em cada caso, os objetivos do projeto, as opções e restrições para a restauração, a extensão da invasão e fatores ecológicos, socioeconômicos e culturais devem ser ponderados para se determinar quanto esforço investir na tentativa de controlar uma espécie e selecionar um ou um conjunto de métodos para o fazer. Consultar várias partes interessadas durante a fase de planejamento e as informar sobre os fundamentos para a abordagem selecionada pode minimizar controvérsias e garantir uma implantação bem-sucedida (capítulo 3; Crowley et al. 2017). É importante coordenar os esforços de controle entre diferentes gestores de recursos naturais em uma área para evitar a rápida reinvasão a partir de populações vindas de fontes próximas.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Carey, Michael P, Beth L Sanderson, Katie A Barnas, and Julian D Olden. 2012. "Native invaders – challenges for science, management, policy, and society." *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:373–381.

Discute a questão das espécies invasoras nativas e os desafios para o manejo.

- D'Antonio, Carla M, Elizabeth August-Schmidt, and Barbara Fernandez-Going. 2016. "Invasive species and restoration challenges." In *Foundations of Restoration Ecology*, 216–244. Island Press: Washington, DC.

Fornece uma visão geral dos conceitos ecológicos relacionados a espécies invasoras e a restauração.

- Holloran, Pete, Andrea Mackenzie, Sharon Farrell, and Doug Johnson. 2004. *The Weed Workers Handbook*. Richmond, CA: California Invasive Plant Council.

Serve como um guia prático para liderança de projetos voluntários de remoção de plantas invasoras com descrições minuciosas de métodos e ferramentas.

- Schlaepfer, MA, DF Sax, and JD Olden. 2011. "The potential conservation value of non-native species." *Conservation Biology* 25:428–437.

- Vitule, JRS, CA Freire, DP Vazquez, MA Nuñez, and D Simberloff. 2012. "Revisiting the potential conservation value of non-native species." *Conservation Biology* 26:1153–1155.

Schlaepfer et al. 2011 e Vitule et al. 2012 debatem os impactos positivos e negativos das espécies exóticas e implicações para seu manejo.

A restauração de ecossistemas terrestres normalmente se concentra na restauração de comunidades vegetais, que fornecem importantes serviços ecossistêmicos, como a *ciclagem* de nutrientes e o controle da erosão, e são hábitat para comunidades da fauna. Da mesma forma, a recuperação de algas, capins-marinhos e uma variedade de outras plantas, são fundamentais para a restauração de muitos ecossistemas aquáticos. Começo este capítulo discutindo se e quando *reintroduzir* ativamente a vegetação como parte dos esforços de restauração. Em seguida, faço considerações sobre a seleção de espécies vegetais e material genético, bem como opções para propagar plantas. Finalmente, descrevo métodos para aumentar a sobrevivência das plantas em projetos de restauração.

ADEQUANDO A ESTRATÉGIA DE REVEGETAÇÃO À ÁREA

Um passo importante no processo de planejamento ([capítulo 3](#)) é se considerar as *metas* do projeto, os recursos disponíveis e a resiliência natural do ecossistema, para se determinar a forma mais adequada e eficaz de facilitar a recuperação da vegetação (fig. [9.1](#)). As pessoas frequentemente assumem que a vegetação deve ser ativamente reintroduzida para se restaurar um local, mas isso, muitas vezes, não é o mais indicado. De fato, a *regeneração natural* pode ser uma opção econômica para a recuperação, particularmente em locais levemente *degradados* e que tenham fontes de sementes próximas. Pode-se avaliar a provável taxa de recuperação natural de um sistema por meio da observação de locais semelhantes na região ou esperando por alguns anos para observar a taxa de regeneração natural na área a ser restaurada ([capítulo 5](#)).

Se a regeneração natural ocorrer muito lentamente, para atender aos objetivos do projeto, devem ser considerados métodos de *regeneração assistida*, de forma a acelerar a taxa natural de recuperação da vegetação. Como discutido no [capítulo 5](#), restabelecer *regimes de distúrbio*, como inundações ou incêndios, pode facilitar o estabelecimento de vegetação em ecossistemas adaptados a esses distúrbios. Da mesma forma, restaurar as condições *abióticas* ([capítulo 6](#) e [capítulo 7](#)) ou con-

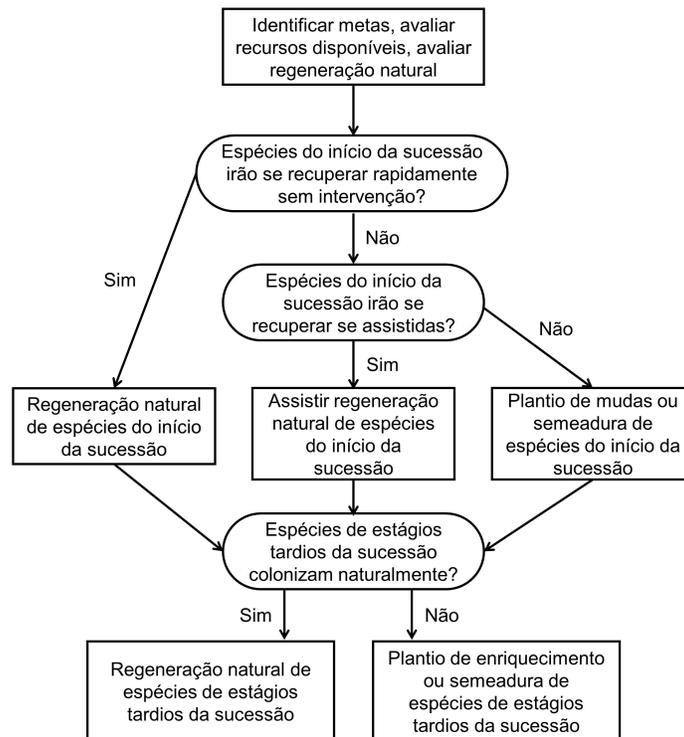


Figura 9.1: Chave de tomada de decisão para planejar como e quando intervir para se restaurar a vegetação. Figura revisada de Holl 2012.

trolar *espécies invasoras* (capítulo 8) muitas vezes melhora o estabelecimento da vegetação *nativa*. Uma forma de se aumentar a taxa de regeneração natural é criar *microsítios* que facilitem o estabelecimento de mudas (capítulo 6; Whisenant 1999). Por exemplo, Tongway e Ludwig (1996) introduziram leiras de galhos mortos em ecossistemas arbustivos degradadas no leste da Austrália, que retiveram *matéria orgânica* e sementes, forneceram *hábitat* para mamíferos dispersores de sementes e condições moderadas de microclima, resultando em maior estabelecimento de plântulas e aumento da *heterogeneidade espacial*. Auxiliar os processos de regeneração natural, muitas vezes, requer menos esforço para restaurar uma comunidade vegetal diversa do que reintroduzir ativamente todas as espécies. No entanto, em ecossistemas altamente degradados, a regeneração assistida pode não resultar na taxa desejada de recuperação e/ou composição de espécies.

Se a regeneração natural ou assistida não atingir as metas do projeto, será necessária a *restauração ativa* (por exemplo, plantio ou sementeira) para se reintroduzir as espécies vegetais desejadas (fig. 9.1). Os *restauradores* devem decidir quão extensivamente e quando plantar durante o processo de recuperação. Muitos pro-

jetos *replantam* ativamente toda a área do projeto, especialmente quando o solo está exposto. Outra abordagem consiste em se introduzir pequenas ilhas ou aglomerados de vegetação (Rey Benayas et al. 2008; Corbin e Holl 2012) que servem como *plantas-berçário* para *facilitar* o estabelecimento de outras espécies vegetais e animais. Na recuperação dos sistemas florestais, as ilhas de árvores atraem aves dispersoras de sementes e sombreiam gramíneas que exigem luz, o que aumenta o *recrutamento* de plântulas de diversas espécies e aumenta a cobertura de dossel (Corbin e Holl 2012). Em locais áridos e semiáridos com condições abióticas estressantes, os arbustos atuam como plantas-berçário retendo sementes, aumentando o teor de matéria orgânica e nutrientes no solo e reduzindo a temperatura do solo e do ar (Gomez-Aparicio 2009). Estabelecer ilhas de vegetação é mais barato do que plantar ou semear um local inteiro e proporciona maior heterogeneidade espacial.

Em sistemas onde as espécies iniciais da sucessão regeneram naturalmente e rapidamente, um método potencial para acelerar o estabelecimento de espécies tardias da sucessão é o *plantio de enriquecimento*. Uma vez que as espécies iniciais tenham se estabelecido e criado condições favoráveis para as espécies tardias (por exemplo, um dossel que fornece sombra em sistemas florestais), os restauradores podem, então, introduzir espécies que colonizariam lentamente ou não colonizariam a área se não houvesse intervenção. O plantio de enriquecimento tem sido usado em ecossistemas que vão desde campos no Centro-Oeste dos Estados Unidos (Greene e Curtis 1953) até florestas tropicais (Rodrigues et al. 2009) para garantir que as espécies tardias desejadas se estabeleçam.

SELECIONANDO ESPÉCIES PARA PLANTAR

As espécies escolhidas para revegetação dependem das metas do projeto e dos recursos disponíveis. Alguns projetos concentram esforços intensivos na reintrodução de uma ou algumas *espécies ameaçadas*, enquanto projetos destinados a restaurar ecossistemas e suas *funções* normalmente reintroduzem várias espécies de plantas. Alguns projetos de restauração ambiciosos e bem financiados, como a recuperação de minas de alumínio na Austrália (Koch 2007) e a Mata Atlântica no Brasil (Rodrigues et al. 2009), visam reintroduzir mais de 100 espécies, mas são casos excepcionais. Uma abordagem mais comum é revegetar com um subconjunto de espécies que facilitarão o estabelecimento de outros organismos. Por exemplo, o *método de espécies estruturantes* envolve o plantio de 10 a 40 espécies que atraem a fauna e representam diferentes taxas de crescimento e estágios sucessionais para a restauração de florestas tropicais (Goosem e Tucker 2013).

A seleção de espécies vegetais para um projeto de restauração requer o a consideração de muitos critérios ecológicos e sociais diferentes (tabela 9.1; Meli et al. 2014; Chechina e Hamann 2015). Normalmente, algumas espécies plantadas são tolerantes às condições abióticas estressantes típicas de locais perturbados. *Espécies fixadoras de nitrogênio* (capítulo 6) são frequentemente plantadas em solos pobres em nutrientes. Espécies de rápido crescimento e características de estágios iniciais da sucessão aumentam a cobertura vegetal rapidamente e superam na

competição as espécies invasoras, mas devem facilitar o estabelecimento de outras espécies vegetais e fauna em longo prazo, em vez de inibir a recuperação do local. Se é improvável que as espécies tardias da sucessão colonizem naturalmente, o conjunto de plantio deve incluir essas espécies, ou o plantio de enriquecimento deve ser feito posteriormente (fig. 9.1). Embora os esforços de restauração florestal tipicamente se concentrem no plantio de árvores, eles devem incluir uma variedade de formas de crescimento (por exemplo, espécies de sub-bosque, epífitas e lianas), pois não há garantia de que todas irão colonizar naturalmente. Por padrão, espécies comuns e mais fáceis de se propagar tendem a dominar o conjunto de espécies plantadas (Brancalion et al. 2018). Outro critério importante a se considerar é se as espécies têm valor cultural ou econômico para as *partes interessadas*, o que aumenta o engajamento da comunidade junto aos esforços de restauração (Meli et al. 2014).

Tabela 9.1: Características potenciais a serem consideradas na seleção de espécies vegetais para restauração.

Característica	Descrição e raciocínio
Taxas de crescimento	Cobertura rápida do solo por espécies herbáceas para evitar a erosão; ganho rápido de biomassa para estocagem de carbono; formação rápida de dossel para sombrear a vegetação de estágio inicial de sucessão que necessita de luz; é vantajoso plantar espécies com taxas de crescimento variadas para que algumas se estabeleçam rapidamente e outras vivam mais
Forma de crescimento – por exemplo, erva, arbusto, árvore	A(s) forma(s) de crescimento selecionada(s) afetará(ão) a estrutura e a diversidade da vegetação
Tolerância a solos pobres em nutrientes e em fixação de N	Habilidade de crescer e melhorar as condições do solo em locais degradados
Tolerância à acidez, salinidade e substâncias tóxicas	Adaptadas à química específica do solo em um local degradado e ao regime de salinidade nos sistemas costeiros
Tolerância a condições climáticas estressantes e em mudança	Tolerantes a condições variáveis de temperatura e umidade para poderem se estabelecer em locais degradados e sobreviver em um clima em mudança
Atributos que atraem a fauna	Frutas que atraem fauna dispersora de sementes, fontes de néctar ou espécies que fornecem estrutura de hábitat para a fauna
Preocupação com a conservação	Espécies que são raras e que são foco dos esforços de conservação
Probabilidade de se estabelecer naturalmente	Espécies vegetais que dificilmente colonizam naturalmente
Viabilidade para se coletar e propagar	Aumenta a eficiência de custos e a facilidade de restauração
Motivação para uso como madeira, produtos florestais não-madeireiros, ou por outras razões econômicas ou culturais	Fornece renda, alimentos ou outros produtos, o que aumenta o incentivo para que os proprietários plantem e mantenham a vegetação

A inclusão de espécies exóticas e não-invasoras como parte do conjunto inicial de plantio é altamente controversa. Em ecossistemas altamente degradados, espécies exóticas podem melhorar as condições abióticas degradadas (Whisenant 1999; D'Antonio et al. 2016). A cevada estéril é frequentemente semeada em iniciativas de restauração *ripária* na Califórnia, uma vez que fornece rápida cobertura do solo e controle de erosão, mas não se reproduzem (Rein et al. 2007). Na restauração florestal, o plantio de árvores exóticas que fornecem uma rápida cobertura do dossel pode sombrear gramíneas invasoras e outras espécies de cobertura terrestre que exigem luz, atrair animais dispersores de sementes e fornecer combustível, madeira ou frutas para proprietários de terras (Feyera et al. 2002). No entanto, antes que as espécies exóticas sejam incluídas em um conjunto de espécies para plantio, deve-se considerar seriamente o seu potencial de disseminação e efeitos em longo prazo sobre o ecossistema, como alterar a ciclagem de nutrientes, reduzir a disponibilidade de água ou inibir o estabelecimento de espécies nativas características de etapas tardias da sucessão (D'Antonio et al. 2016).

DIRETRIZES PARA A COLETA DE VEGETAÇÃO

Sementes e mudas de espécies comuns estão frequentemente disponíveis em viveiros locais, mas a obtenção do conjunto completo de espécies desejadas ou o *ecótipo* preferido (ou seja, subpopulação adaptada localmente de uma espécie) muitas vezes requer que os restauradores coletem sementes ou outros materiais vegetativos de fontes locais. A tabela 9.2 resume as recomendações para a coleta de sementes ou plantas para manter a *diversidade genética* e minimizar os efeitos de coletas de sementes sobre populações de espécies raras (Vitt et al. 2010; Maschinski e Haskins 2012). As recomendações incluem a coleta de várias plantas através de *gradientes ambientais*, de plantas de diferentes tamanhos e ao longo de vários dias de floração, bem como a rotulagem clara de coleções com todas as informações relevantes (tabela 9.2). Pode ser necessário obter uma licença de coleta de sementes, dependendo da raridade da espécie e do proprietário das populações de matrizes. Após a coleta, as sementes devem ser armazenadas adequadamente: protegidas de predadores e fungos, com baixa umidade e temperatura para reduzir a atividade biológica e com um rótulo informativo.

Uma questão que tem sido discutida há muito tempo na literatura da restauração e entre os restauradores é como coletar as sementes localmente (Havens et al. 2015). No passado, a prática comum era coletar sementes o mais localmente quanto possível, uma vez que estudos mostraram que muitas espécies estão adaptadas às condições locais; portanto, elas têm maiores taxas de crescimento e sobrevivência quando coletadas em locais próximos e/ou em áreas com condições abióticas semelhantes (Montalvo e Ellstrand 2000). Determinar como se coletar localmente, no entanto, não é uma decisão fácil, depende da biologia reprodutiva de uma determinada espécie, das fontes de sementes disponíveis e dos objetivos do projeto. Algumas coníferas podem dispersar pólen ao longo de centenas de quilômetros e, portanto, têm uma composição genética semelhante em uma ampla faixa

Tabela 9.2: Recomendações para coleta de sementes ou outros materiais vegetativos para restauração.[†]

- Coletar de um mínimo de 50 plantas para capturar 95 % da diversidade genética.
- Coletar em qualquer gradiente ambiental óbvio.
- Coletar tanto do centro da densidade populacional quanto da periferia para garantir a maior diversidade genética.
- Coletar até mesmo as plantas menores porque elas podem conter variação de atributos que as pré-adaptariam a um local alternativo.
- Coletar no pico da maturidade das sementes ou coletar em vários dias.
- Coletar de dentro de toda a inflorescência e ramo de floração
- Coletar não mais do que 10-20 % de sementes disponíveis de uma vez.
- As coletas individuais devem ser armazenadas separadamente com informações detalhadas de coleta, incluindo nome dos coletores, data de coleta, informações de localidade (coordenadas de GPS) e informações que possam ajudar na correspondência de hábitat, como tipo de solo, terreno e espécies de plantas associadas abundantes.

[†] Fonte: Condensado de Vitt et al. 2010 e Maschinski e Haskins 2012.

geográfica, enquanto muitas pequenas plantas herbáceas só podem trocar pólen ou dispersar sementes dentro de cem metros em uma determinada população. As diretrizes para zonas de coleta de sementes estão disponíveis para algumas espécies com ampla ocorrência e/ou economicamente importantes (Bower et al. 2014), mas geralmente os gestores de recursos decidem onde coletar sementes tendo como base, em grande parte, o julgamento profissional e a viabilidade. Se não há fontes de sementes suficientes nas proximidades, então eles coletam sementes de uma área mais ampla. Quando um projeto visa restaurar uma espécie rara com algumas populações diferentes, é importante manter os materiais vegetais dessas populações separados para evitar a contaminação genética.

A questão de como coletar localmente sementes e outros materiais vegetais tornou-se ainda mais complicada pela mudança climática antropogênica, pois a seleção de ecótipos que serão capazes de suportar temperaturas mais quentes, precipitação alterada e mudança de padrões de *inundação* irão se tornar cada vez mais importante para o sucesso futuro. Cientistas e restauradores debatem se devem coletar sementes o mais localmente possível, introduzir espécies ou ecótipos mais propensos a serem adaptados às condições climáticas futuras, ou usar uma diversidade de espécies e ecótipos e permitam que as condições do local definam quais são mais bem adaptados (Breed et al. 2013; Havens et al. 2015; Prober et al. 2019). Uma abordagem cada vez mais comum é o aumento da “capacidade adaptativa”, pela introdução de plantas de um conjunto diversificado de fontes de sementes, para aumentar a probabilidade de que algumas sobrevivam, independentemente

das condições abióticas no início do projeto de restauração e no futuro (Prober et al. 2019). Alguns projetos tentam selecionar material genético para corresponder às condições futuras previstas, mas isso pode ser desafiador dada a incerteza nos modelos climáticos. Breed et al. (2013) fornecem uma árvore de decisão sobre como se obter material vegetativo com base na disponibilidade de modelos climáticos e informações biológicas sobre as espécies de interesse, mas ainda é difícil dar aos gestores de recursos regras gerais sobre como coletar localmente.

MÉTODOS DE PROPAGAÇÃO DE PLANTAS

As plantas podem ser introduzidas em um local de várias maneiras: como sementes, via solo superficial, como de estacas vegetativas, ou como plantas cultivadas em viveiro ou plantas de diferentes tamanhos coletadas em áreas silvestres. A escolha entre os métodos de propagação depende da compreensão da biologia reprodutiva das espécies de interesse, bem como da escala e dos recursos disponíveis para um projeto. Rieger et al. (2014) fornecem uma discussão minuciosa das vantagens e considerações para cada abordagem, que resumo brevemente na tabela 9.3. Independentemente da fonte do material vegetal, os restauradores devem começar a planejar projetos de restauração com um ano ou mais de antecedência para garantir que sementes ou plantas suficientes estejam disponíveis de fornecedores comerciais ou então para coletar e cultivar plantas para o projeto.

Sementes

A implantação da vegetação por sementeira pode ser econômica, pois não requer viveiros de mudas ou mão-de-obra extensiva para cultivar e plantar mudas. No entanto, a desvantagem é que a predação de sementes, a baixa germinação e a mortalidade de plântulas recentemente germinadas, devido à dessecação e herbivoria, podem resultar em baixo recrutamento. Por exemplo, Holl (2002a) descobriu que apenas 0,2 % das sementes em pastagens tropicais abandonadas sobrevivem e chegam a se tornar plantas de 18 meses. Isso significa que restaurar com sementes requer grandes quantidades de sementes em relação ao número de plantas desejadas. No entanto, a sementeira geralmente custa menos do que revegetar com plantas cultivadas em viveiro. No Brasil central, até 30 hectares de floresta tropical podem ser semeados mecanicamente por dia a um custo muito menor do que o plantio de mudas (Durigan et al. 2013).

As sementes podem ser compradas ou coletadas especificamente para um determinado projeto. Considerando-se que a compra de sementes é mais fácil logisticamente, pode ser difícil obter sementes de todas as espécies desejadas e de ecótipos coletados localmente (Rieger et al. 2014). Ladouceur et al. (2018) descobriram que, para se restaurar pastagens na Europa, apenas 39 % das espécies de interesse estavam disponíveis comercialmente e esse percentual é certamente muito menor para ecossistemas com iniciativas de restauração menos bem desenvolvidas. O processo de coleta manual de sementes e limpeza para se remover a polpa dos frutos ou outras partes que não fazem parte da semente (como vagens ou cones) pode

ser extremamente demorado. Além disso, a quantidade de sementes coletadas localmente pode ser limitada pelo tamanho das populações-fonte, especialmente para espécies raras. A quantidade de sementes de uma espécie previamente coletada pode ser multiplicada ao serem cultivadas em uma estufa ou em pomares de sementes em campo, para serem colhidas posteriormente. À medida que a restauração se torna mais comum, a quantidade e variedade de sementes disponíveis comercialmente vai crescendo. Por exemplo, na Mata Atlântica brasileira, a formação de uma rede de coleta de sementes para fornecer sementes suficientes tem sido essencial para aumentar a escala espacial e a diversidade de árvores em projetos de restauração (estudo de caso da Mata Atlântica, Brancalion et al. 2012).

Tabela 9.3: Vantagens e considerações sobre diferentes técnicas de propagação.

Técnica	Vantagens	Considerações
Semeadura direta	<ul style="list-style-type: none"> • Econômica, pode ser feita em grandes áreas • Menores custos de propagação e transporte • As sementes podem permanecer dormentes até que as condições sejam apropriadas • Populações fundadoras geralmente incluem mais indivíduos e diversidade genética • Menos propensos a espalhar patógenos vegetais 	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo potencial de estabelecimento devido à herbivoria de sementes, erosão ou baixa germinação • Se estabelecem e crescem mais lentamente do que mudas • Uma grande quantidade de sementes é necessária • As sementes podem exigir pré-tratamento • É preciso ter cuidado para não introduzir sementes de plantas indesejadas
Plantio de mudas	<ul style="list-style-type: none"> • Alta taxa de estabelecimento • Pode inocular micorrizas no viveiro • Maiores quando implantadas, portanto, mais propensas a serem capazes de superar competitivamente espécies invasoras 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer uma estufa ou casa de sombra para cultivar mudas • Mais caro • As mudas cultivadas em estufa podem sofrer choque pós-transplante, particularmente se forem plantadas em um local com condições abióticas estressantes. • Plantas fertilizadas podem experimentar alta taxa de herbivoria
Estacas/propagação vegetativa	<ul style="list-style-type: none"> • Pode custar menos, dependendo dos métodos • Em alguns casos, não precisa de instalações de estufa • Algumas espécies podem ser coletadas e imediatamente transplantadas e, portanto, não precisam de estufas 	<ul style="list-style-type: none"> • Só funciona para espécies que facilmente produzem raízes a partir de estacas e podem precisar usar hormônios de enraizamento • Baixa diversidade genética • Nem sempre há material de origem suficiente e pode causar danos às plantas
Salvamento de material vegetativo ou solos	<ul style="list-style-type: none"> • Faz uso do solo e da vegetação que poderia ter sido destruída • O solo de salvamento introduz uma comunidade microbiana diversificada e um banco de sementes 	<ul style="list-style-type: none"> • Muitas vezes nenhuma fonte de material nas proximidades sem danificar outros ecossistemas • Solo pode introduzir espécies indesejadas • As plantas geralmente requerem irrigação imediata

É importante conhecer a *viabilidade das sementes* (potencial de germinação) das espécies usadas na restauração. Essas informações devem estar disponíveis para sementes compradas comercialmente, mas precisam ser testadas se as sementes forem coletadas pela equipe do projeto. A taxa de semeadura ideal é altamente específica do local e das espécies e deve ser determinada com base na viabilidade das sementes e estudos piloto ou projetos de restauração anteriores no ecossistema de interesse. As sementes devem ser mantidas o mais puras possível para evitar a introdução de sementes de espécies invasoras.

Informações sobre a biologia de sementes e técnicas de germinação são cruciais para se selecionar métodos que maximizarão o sucesso da restauração. A maioria das sementes de sistemas terrestres temperados pode ser desidratada a menos de 5% de seu peso fresco e armazenada por muitos anos sem perder sua viabilidade. Algumas espécies germinam prontamente, mas outras desenvolvem mecanismos de *dormência* para garantir que não germinem quando as condições ambientais são desfavoráveis. Tais espécies muitas vezes requerem técnicas complexas de germinação para quebrar sua dormência. Muitas espécies de zonas temperadas evoluíram para germinar na primavera e, portanto, precisam de *estratificação térmica* (exposição a um período de temperaturas frias) antes que a germinação ocorra. Os primeiros trabalhos sobre a restauração do campo no arboreto da Universidade de Wisconsin descobriram que a estratificação era necessária para a germinação de 39% das espécies e isso melhorou a taxa de germinação em 34% (Greene e Curtis 1950). O comprimento do dia (ou seja, um ciclo de condições claras e escuras) e a exposição à luz solar direta são importantes gatilhos para a germinação de algumas espécies. Outras espécies têm invólucros de sementes espessos e duros, o que lhes permite suportar dispersão através dos trato digestórios dos animais ou permite que persistam no *banco de sementes do solo* por muitos anos. Por exemplo, algumas espécies de dunas têm invólucros de sementes duros que impedem a germinação até que sejam desgastados pelo movimento da areia. Essas espécies precisam ser *escarificadas*, o que significa que os invólucros das sementes devem ser desgastados através de meios químicos (por exemplo, ácido) ou mecânicos (por exemplo, lixa), para que possam absorver água e germinar. Para as sementes que evoluíram sob um regime de fogo, a exposição a um curto período de altas temperaturas ou a produtos químicos da fumaça da madeira podem estimular a germinação.

Em contrapartida, algumas plantas possuem sementes com alto teor de umidade (>50%) e que perdem viabilidade se estiverem secas e armazenadas. Essas plantas são frequentemente encontradas em florestas tropicais e ambientes aquáticos onde a umidade não é uma forte restrição ao estabelecimento. As sementes germinam prontamente, mas não podem ser armazenadas para uso futuro. Dado que muitas plantas não produzem sementes todos os anos, isso pode apresentar um desafio para o fornecimento de sementes suficientes para um projeto de restauração. Alguns viveiros florestais nos trópicos semeiam a espécie em um solo pobre em nutrientes e em condições sombreadas, reduzindo seu crescimento e criando um banco de mudas para uso futuro.

Uma série de métodos são usados para se distribuir sementes em uma área de restauração. Pequenas sementes podem ser dispersadas mecanicamente por grandes áreas por hidrossemeadura ou semeadura em sulcos. A *hidrossemeadura* envolve a mistura de sementes, nutrientes, serragem e água e a posterior pulverização da mistura. A técnica é particularmente útil em terrenos irregulares. A *semeadura em sulco*, utilizando tratores com acessórios especializados ou semeadeiras portáteis, enterra as sementes logo abaixo da superfície do solo, o que melhora o contato entre as sementes e o solo e, por sua vez, reduz a dessecação e a perda de sementes por erosão e predação. As máquinas de semeadura utilizadas na produção agrícola podem ser adaptadas para a semeadura direta em projetos de restauração (Durigan et al. 2013). Quando as sementes são espalhadas diretamente na superfície do solo, muitas vezes, germinam prontamente, mas há maior potencial para perdas por predação e desidratação de sementes. Em casos raros, sementes e fertilizantes foram dispersados por helicópteros ou aviões sobre grandes áreas ou paisagens remotas e de difícil acesso (Elliott 2016).

Propagação vegetativa

Algumas espécies são adaptadas a rebrotar após distúrbios ou se propagam vegetativamente. Nessas situações, a *propagação vegetativa* (cultivo de novas plantas cortando-se galhos, caules ou raízes de outras plantas) é uma boa estratégia. Por exemplo, várias espécies usadas para revegetar minas de alumínio ao longo da costa oeste da Austrália só podem ser propagadas através de estacas ou por cultura de tecidos no laboratório (Koch 2007). Em alguns casos, o material vegetativo é plantado diretamente nos locais de restauração e, em outros casos, as estacas são colocadas em uma estufa até desenvolverem sistemas radiculares. É comum pegar uma pequena seção de caule e folhas de gramíneas de áreas úmidas, juncos e ciperáceas e imediatamente transplantar a seção para um local restaurado onde condições de alta umidade favorecem o crescimento de novas raízes. Em regiões tropicais onde as espécies evoluíram para rebrotar após furacões e inundações, algumas espécies de árvores podem ser propagadas cortando-se um galho de 1-2 m de uma árvore e colocando-o diretamente no solo onde ele vai enraizar e crescer. Uma abordagem semelhante é usada para salgueiros (*Salix* spp.) em matas ciliares de florestas temperadas, porém apenas algumas espécies de árvores conseguem criar novas raízes e se estabelecer desta forma. Como o material vegetativo produz clones, é importante tirar estacas de plantas diferentes em número suficiente para garantir alta diversidade genética e minimizar danos a plantas individuais.

Plantas cultivadas em viveiro

É comum se cultivar plantas em uma estufa ou comprar mudas cultivadas em viveiros comerciais e as transplantar para o local de restauração. Isso reduz as perdas por predação de sementes e pela dessecação de plântulas e otimiza o uso das sementes coletadas, que podem ser muito caras e/ou difíceis de se obter em quantidades suficientes para semeadura direta. As mudas cultivadas em viveiro

podem ser produzidas a partir de sementes coletadas, estacas de plantas ou mudas coletadas no campo e, em seguida, mantidas temporariamente em estufa para se aclimatarem às condições de alta luminosidade típicas dos locais de restauração.

As instalações de estufas variam de estufas climatizadas a instalações rudimentares ao ar livre que fornecem apenas sombra e água para as mudas. Quando as mudas são cultivadas em estufas com controle de temperatura, sombra, rega regular e/ou fertilização, a rustificação das mudas antes do plantio pode diminuir o choque do transplante e aumentar a sobrevivência no campo. A *rustificação* é o processo de preparação das plantas para o estresse do ambiente natural, submetendo-as gradualmente a níveis cada vez mais realistas de luz solar, umidade e temperatura antes de serem transplantadas.

O cultivo e plantio de mudas normalmente custam mais do que a semeadura, mas resultam em uma sobrevivência muito maior das plantas e da diversidade de espécies, já que muitas espécies não se estabelecem bem a partir de sementes em condições de campo. Plantas maiores têm maiores chances de sobrevivência, mas são mais caras para se cultivar e plantar, de modo que o menor tamanho possível com chances de sobrevivência em campo é o que deve ser usado (Rieger et al. 2014).

Transposição de solos ou plantas

A coleta de solo superficial, mudas ou serrapilheira de um hábitat existente é outra fonte potencial de material vegetativo. O método mais desejável de se adquirir é resgatar solo ou plântulas de uma área antes do distúrbio (por exemplo, mineração) ou de uma área próxima que está programada para ser desmatada (por exemplo, canteiro de obras de construção). Os restauradores devem remover apenas uma pequena quantidade de solo ou plantas de ecossistemas intactos e considerar cuidadosamente o efeito no local de origem.

O solo superficial pode ser uma fonte de sementes de espécies nativas, bem como de comunidades microbianas. Por exemplo, pelo menos 28 espécies de plantas foram bem-sucedidas ao serem introduzidas em minas de alumínio recuperadas na Austrália, por meio de *transposição* ou *armazenamento e substituição do solo* (capítulo 7; Koch 2007). Ferren et al. (1998) relatam um esforço bem-sucedido para se reintroduzir comunidades vegetais e microbianas por meio da transposição de pequenas quantidades de solo entre as áreas úmidas de remanescentes e lagoas sazonais restauradas em Santa Barbara, Califórnia.

Em alguns sistemas florestais, muitas plântulas de árvores que se estabelecem abaixo de uma única árvore-matriz jamais sobreviverão. Essas plântulas e mudas podem ser coletadas e transplantadas para locais de restauração, mas podem sofrer alta mortalidade se forem transplantadas imediatamente de um sub-bosque sombreado para uma área aberta com condições de alta luminosidade e temperatura; por isso, devem ser rustificadas em um viveiro antes do plantio. Em pastagens da Europa e campos úmidos dominados por espécies nativas, as espécies forrageiras são cortadas, coletadas e transferidas para locais de restauração como fontes de sementes (Klimkowska et al. 2010) e podem servir para reintroduzir micror-

ganismos. Ao usar forrageiras ou o solo para restaurar uma área, é fundamental se considerar se quaisquer plantas indesejáveis, animais ou microrganismos serão transferidos junto com os organismos alvo.

AUMENTANDO A SOBREVIVÊNCIA E O CRESCIMENTO DAS PLANTAS

Um cuidadoso preparo da área antes do plantio, para superar as limitações do local, como nutrientes, umidade do solo e *competição* com espécies invasoras, aumenta o sucesso da revegetação. Da mesma forma, o manejo da área por um longo período após a implantação do projeto aumenta as chances de se atingir os *objetivos* do projeto. Os métodos específicos utilizados para se aumentar a sobrevivência e o crescimento da vegetação são específicos do ecossistema e do local. Por exemplo, em sistemas de pântanos salgados ou comunidades de ervas marinhas, pode ser necessário proteger as plantas para que elas não sejam removidas por ondas. Eu discuto brevemente uma série de abordagens comuns abaixo.

Preparação da área e controle de ervas ruderais

Onde o relevo e os solos foram altamente alterados, é improvável que os esforços de revegetação tenham sucesso até que a *topografia* e o *regime hídrico* do local tenham sido restaurados ([capítulo 6](#)). Em locais dominados por espécies invasoras ou indesejáveis que provavelmente competem com as espécies nativas desejadas, é fundamental se implantar métodos de controle bem antes da semeadura ou plantio. São utilizados vários métodos, como aplicação de herbicidas, controle mecânico e a aplicação de cobertura do solo com materiais de madeira ou papelão para se inibir a germinação do banco de sementes ([capítulo 8](#)).

Adequando o conjunto de espécies de plantio para condições locais heterogêneas

O mesmo conjunto de espécies vegetais é frequentemente semeado ou plantado em toda uma área. O sucesso do plantio é maior, no entanto, quando os restauradores realizam avaliações detalhadas da área para melhor caracterizar a variação em pequena escala quanto ao tipo e profundidade do solo, profundidade do lençol freático e posição topográfica, antes de desenvolver planos detalhados de revegetação. Isso permite que eles escolham as espécies mais adaptadas às condições locais e aumentem a heterogeneidade do hábitat. Em áreas úmidas, isso significa selecionar as espécies plantadas para corresponder à sua posição topográfica e tolerância à inundação. Ao longo do rio Sacramento, os gestores de terras plantam gramíneas e arbustos em solos rasos arenosos e árvores de florestas ripárias onde há solos mais profundos para estabilizar esses solos (estudo de caso do rio Sacramento). A adaptação do conjunto de espécies de plantio às condições de microsítio não só aumenta a sobrevivência das plantas, mas também melhora a restauração de processos ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes e o ciclo hidrológico (McCallum et al. 2018).

Idealmente, os esforços de revegetação devem ser cronometrados para coincidir com o estabelecimento natural e o ciclo de crescimento de um determinado ecossistema para aumentar as chances de sucesso do projeto. Na maioria dos ecossistemas, isso significa o plantio no início da estação chuvosa, o que reduz a necessidade de irrigação. Em ecossistemas onde as sementes se adaptaram para germinar após um período frio de inverno, a semeadura no outono permite que as sementes sofram estratificação naturalmente e tenham porcentagens de germinação mais altas na primavera. Em sistemas ripários, as plantas devem ser semeadas ou plantadas com tempo suficiente para que se estabeleçam antes da estação de inundações, para reduzir as chances de serem carregadas rio abaixo.

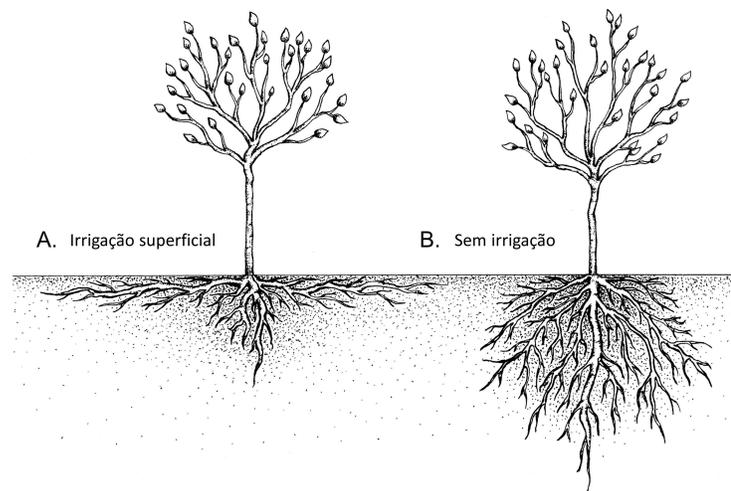


Figura 9.2: Efeito da irrigação superficial no crescimento das raízes. (A) Uma pequena árvore que foi irrigada superficialmente, estimulando o crescimento das raízes perto da superfície do solo. (B) Uma pequena árvore com raízes mais profundas típicas de plantas que não são irrigadas ou irrigadas abaixo do solo, o que lhes permite alcançar fontes de água mais profundas e sobreviver a períodos secos. Desenho por A. M. Baca.

Disponibilidade de água

Em sistemas áridos e em áreas com chuvas sazonais, a disponibilidade de água é frequentemente um fator importante que influencia a sobrevivência e o crescimento das mudas. Irrigar durante os primeiros ou poucos anos, muitas vezes, aumenta a sobrevivência das plantas em projetos de restauração onde a água é limitante e o financiamento do projeto é suficiente, mas também aumenta os custos de restauração e requer uma fonte de água próxima. Além disso, a irrigação deve ser feita criteriosamente para que as plantas irrigadas desenvolvam sistemas ra-

diculares profundos necessários para acessar a água subterrânea em longo prazo (fig. 9.2). Mudanças de árvores que recebem irrigação superficial abundante são menos propensas a sobreviver a condições secas e mais suscetíveis a rajadas de vento. Muitas outras estratégias são usadas em sistemas áridos para aumentar a umidade do solo e aumentar a sobrevivência das plantas (Bainbridge 2012). Diferentes tipos de cobertura morta ajudam a manter a umidade do solo. O plantio de mudas em *sistema de microcaptação* aumenta a umidade do solo localizada; e os géis sintéticos absorvem e, em seguida, liberam lentamente a umidade após as chuvas (Hüttermann et al. 2009). Em alguns desertos e terras secas, as plantas são cultivadas em vasos altos e plantadas em buracos profundos para incentivar o crescimento das raízes em profundidade (Bainbridge 2012).

Disponibilidade de nutrientes e introdução de microrganismos benéficos

Locais altamente degradados geralmente têm pouca matéria orgânica e nutrientes no solo (capítulo 7). Fertilizar plantas, no momento do plantio ou após terem recuperado as raízes finas danificadas pelo transplante, pode aumentar a sobrevivência e o crescimento das plantas. Os fertilizantes de liberação lenta fornecem nutrientes às plantas ao longo de algumas semanas ou meses e minimizam o escoamento excessivo de nutrientes. Na maioria dos casos, os aportes contínuos de nutrientes não são aconselháveis, pois a fertilização aumenta os custos e fertilizar plantas em solos naturalmente pobres em nutrientes favorece espécies invasoras que aproveitam mais rapidamente os nutrientes adicionais. Além disso, concentrações elevadas de nutrientes nas folhas vegetais podem aumentar a herbivoria.

A reintrodução de microrganismos mutualistas pode melhorar a disponibilidade de nutrientes (capítulo 7). *Micorrizas* frequentemente colonizam áreas de restauração naturalmente e aumentam o crescimento das plantas, auxiliando na absorção de água e nutrientes. Para algumas espécies vegetais que dependem de associações com micorrizas, reintroduzir as micorrizas ativamente pode ser fundamental para o sucesso do estabelecimento das plantas. *Micorrizas* e outros micróbios podem ser introduzidos no solo de plantas cultivadas em recipientes individuais ou diretamente na área em restauração.

Herbivoria

A predação de sementes e a herbivoria podem ser os principais fatores que limitam o estabelecimento das plantas, particularmente em sistemas onde os predadores naturais estão ausentes e, portanto, não controlam populações de insetos ou vertebrados herbívoros. Reintroduzir predadores naturais para regular as populações de herbívoros é a solução mais sustentável em longo prazo, mas pode não ser possível (por exemplo, reintroduzir predadores mamíferos nativos em áreas urbanas para controlar coelhos). Espécies que tenham defesas químicas ou físicas naturais contra herbívoros devem ser plantadas preferencialmente onde a herbivoria é um problema. Outras abordagens incluem cercar locais inteiros ou telar plantas individuais para excluir herbívoros vertebrados. Inseticidas podem ser usados para

reduzir a herbivoria, mas têm efeitos negativos potenciais em outros organismos do ecossistema e em humanos e podem ser proibidos. Quando a predação de sementes é alta, cobrir as sementes com uma fina camada de solo ou semeadura o mais próximo possível do momento de germinação pode reduzir a predação.

Manejo adaptativo contínuo

O *manejo adaptativo* contínuo melhora a sobrevivência e o crescimento da vegetação plantada e facilita o estabelecimento de outras espécies. Isso pode acontecer em forma de fertilização ou irrigação a curto prazo. O manejo normalmente inclui alguma forma de controle de plantas competidoras e indesejadas através de qualquer um dos muitos métodos discutidos anteriormente ([capítulo 8](#)), como a remoção manual, o uso direcionado de herbicidas ou a restauração de um regime de distúrbios que favorece as espécies desejadas. Essas últimas ações de manejo podem ser necessárias por alguns anos após o plantio ou podem ser necessárias de forma contínua ao longo de muitos anos. É importante *monitorar* se os objetivos de restauração estão sendo cumpridos e, em seguida, ajustar corretamente as ações de manejo em andamento ([capítulo 3](#)).

LEITURAS RECOMENDADAS

- Bainbridge, David A. 2012. *A Guide for Desert and Dryland Restoration: New Hope for Arid Lands*. Washington, DC: Island Press.

Descreve métodos detalhados para se restaurar terras áridas.

- Havens, Kayri, Pati Vitt, Shannon Still, Andrea T Kramer, Jeremie B Fant, and Katherine Schatz. 2015. "Seed sourcing for restoration in an era of climate change." *Natural Areas Journal* 35:122–133.

Fornecer um resumo atencioso das opções para o fornecimento de material vegetal em um clima em mudança.

- Maschinski, Joyce, and Kristin E Haskins. 2012. *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises And Perils*. Washington, DC: Island Press.

Revisa projetos e práticas de reintrodução de plantas raras e lições aprendidas com as reintroduções para preservar espécies ameaçadas pelas mudanças climáticas.

- Rieger, John, John Stanley, and Ray Traynor. 2014. *Project Planning and Management for Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.

Discute minuciosamente as muitas decisões detalhadas que são necessárias para planejar e implantar um projeto de restauração terrestre.

- Rodrigues, Ricardo R, Renato AF Lima, Sergius Gandolfi, and André G Nave. 2009. "On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest." *Biological Conservation* 142:1242–1251.

Descreve métodos detalhados para se restaurar uma comunidade vegetal diversa na Mata Atlântica brasileira.

TODOS os projetos de restauração concentram-se na restauração das condições *abióticas*, dos *serviços ecossistêmicos* e da *composição da comunidade vegetal*, ignorando os importantes papéis que uma ampla diversidade de animais desempenha no processo de *recuperação*. Os esforços de conservação e restauração da fauna frequentemente concentram-se em espécies de vertebrados ou grupos de vertebrados de grande porte e carismáticos, como aves, mamíferos, peixes ou anfíbios. Há, no entanto, milhões de espécies de animais invertebrados, como insetos, aranhas, moluscos, crustáceos e uma grande quantidade de organismos da fauna do solo que desempenham importantes papéis ecológicos.

As interações entre plantas e animais influenciam fortemente o sucesso ou o fracasso dos esforços de restauração (McAlpine et al. 2016). Diversos grupos da fauna são importantes dispersores de sementes e polinizadores e, portanto, críticos para o estabelecimento e reprodução da diversidade das plantas. Por exemplo, a reintrodução de tartarugas gigantes na Ilha Espanhola, em Galápagos, reiniciou a dispersão de sementes e o *recrutamento* de mudas de cactos arbóreos *ameaçados de extinção* (*Opuntia megasperma* var. *Megasperma*, estudo de caso da tartaruga de Galápagos). Kaiser-Bunbury et al. (2017) descobriram que a remoção de arbustos invasores nas ilhas Seychelles aumentou a riqueza de polinizadores e o número de visitas a várias espécies de plantas endêmicas, o que por sua vez aumentou o conjunto de frutas disponíveis. A fauna edáfica, como minhocas e colêmbolos, juntamente com mamíferos escavadores, melhoram a estrutura do solo e aumentam a infiltração da água ([capítulo 6](#)). Os recifes de coral consistem em pólipos (pequena fauna invertebrada relacionada às anêmonas do mar) que formam um *mutualismo* com *zooxantelas* (organismos unicelulares que realizam fotossíntese); os pólipos formam as grandes colônias de corais que fornecem hábitat para muitos outros organismos marinhos.

Alguns projetos de restauração da fauna focam em uma espécie individual de interesse para a conservação, como um vertebrado carismático, enquanto outros projetos se concentram na restauração de características de hábitat para grupos de espécies-alvo da fauna. Os esforços de restauração da fauna geralmente utili-

zam uma ou mais das três abordagens gerais, que discuto detalhadamente neste capítulo: (1) reduzir as causas específicas do declínio populacional da fauna, (2) melhorar a quantidade e a qualidade do hábitat, ou (3) reintroduzir espécies individuais da fauna. As duas primeiras estratégias devem ser empregadas antes da reintrodução das espécies, mas isso raramente acontece.

REDUZIR AS CAUSAS DO DECLÍNIO DA FAUNA

Um primeiro passo para se restaurar um ecossistema e a fauna que vive nele é resolver ou pelo menos reduzir o fator inicial de *degradação* (capítulo 1). Em alguns casos, esse passo por si só é suficiente para impulsionar uma recuperação do tamanho da população de animais. A conversão de terras é uma das principais causas de declínios da fauna, mas há vários outros, como exploração predatória, predação e *competição* com espécies invasoras e o uso de produtos químicos tóxicos.

A caça predatória e a sobrepesca causaram o declínio de inúmeras espécies de animais ao redor do mundo. Embora muitas espécies continuem a ser super exploradas, existem algumas histórias de sucesso onde o *manejo* permitiu que as populações se recuperassem. No oeste da Groenlândia, as populações de um grande pato marinho (*Somateria mollissima*) aumentaram 212 % em 7 anos após a redução da temporada de caça (Merkel 2010). Nos últimos anos, um número crescente de áreas marinhas protegidas e zonas de pesca proibida foram estabelecidas, o que ajuda as espécies a se recuperarem para fins de conservação e aumentam em longo prazo a quantidade de indivíduos para a pesca. Thaman et al. (2017) compilaram o *conhecimento ecológico tradicional* das distribuições históricas de espécies e pesquisas de campo mais recentes para mostrar que mais de 300 espécies de moluscos foram vistas pela primeira vez em 40 anos ou aumentaram em tamanho populacional após o estabelecimento de uma área marinha protegida em Fiji localmente manejada.

Outra causa frequente de mortalidade das populações de animais, particularmente em ilhas, são espécies invasoras de predadores *não-nativos* (capítulo 8). Por exemplo, a introdução da cobra-arbórea-marrom (*Boiga irregularis*) desempenhou um papel primordial na *extinção* ou declínios populacionais acentuados de muitas espécies de aves, mamíferos e lagartos pequenos em Guam e outras Ilhas do Pacífico (Fritts e Rodda 1998). Se as espécies já tiverem sido extintas, a remoção de predadores não-nativos não reverterá a tendência, mas vários exemplos mostram que as populações de espécies-alvo se recuperam após a *erradicação* ou redução de espécies de predadores. Por exemplo, a organização não-governamental Island Conservation removeu gatos invasores, raposas, cabras e outros animais invasores não-nativos introduzidos em mais de 60 ilhas em todo o mundo; o que beneficiou populações nativas de muitas aves marinhas, lagartos, plantas e pequenos mamíferos (Island Conservation 2017). Da mesma forma, a remoção através da pesca ou meios químicos de espécies invasoras de predadores existentes em lagos beneficiou espécies de peixes nativos. Por exemplo, a pesca intensiva do peixe invasor Perca-do-Nilo (*Lates niloticus*) no Lago Victoria, na África, levou ao aumento po-

pulacional de algumas das centenas de espécies de peixes que sofreram declínios acentuados após a introdução da perca (Witte et al. 2000).

Produtos químicos tóxicos no ambiente afetam negativamente a fauna terrestre e aquática. Quando os poluentes são um dos principais causadores do declínio populacional da fauna, o primeiro passo para se restaurar esses habitats é reduzir o aporte de produtos químicos (capítulo 7). Por exemplo, a redução das emissões de sulfato na Noruega diminuiu as concentrações de alumínio e a acidez do rio e a melhoria na qualidade da água desencadeou aumentos em populações sensíveis de invertebrados aquáticos (Raddum et al. 2001). As populações de abutres diminuíram 99,9% entre 1992 e 2007 no subcontinente indiano devido ao diclofenaco, um medicamento anti-inflamatório usado por veterinários, que envenena abutres quando estes consomem carcaças de animais mortos que foram tratados com o medicamento (Cuthbert et al. 2014). O declínio dos abutres levou a um acúmulo de carcaças de animais, particularmente das 65 milhões de vacas que morrem todos os anos na Índia, mas não são consumidas por humanos em regiões religiosas, e um aumento da população de ratos. Desde então, o diclofenaco foi banido na Índia, Nepal, Bangladesh e Paquistão, o que ajudou a estabilizar populações de abutres em algumas regiões, mas o medicamento ainda é utilizado ilegalmente.

RESTAURANDO A ESTRUTURA DO HÁBITAT

A estratégia de restauração da fauna mais comum é restaurar a qualidade do habitat para incentivar espécies ou grupos específicos da fauna a recolonizar um local. Essa abordagem, que tem sido variavelmente bem-sucedida, pressupõe que, se certas características do habitat forem restauradas (tabela 10.1) então a fauna recolonizará o local. As falhas, em parte, decorrem do pouco conhecimento das complexas necessidades de habitat tanto de espécies individuais quanto de grupos de animais, bem como fatores na escala da paisagem, como o pequeno tamanho de fragmentos de habitat e a falta de conectividade com populações-fonte (cap. 5).

Restaurar um habitat requer o fornecimento de todos os recursos e condições abióticas necessárias para um organismo. Muitas espécies precisam de um habitat heterogêneo que forneça diferentes recursos, dependendo da época do ano ou da fase de seu ciclo de vida (Morrison 2009). Por exemplo, borboletas precisam de plantas hospedeiras para suas lagartas, bem como fontes de néctar e áreas abertas para a termorregulação de seus indivíduos adultos. A cobra da espécie *Thamnophis eques megalops* utiliza as áreas de borda de áreas úmidas como habitat durante a parte quente do ano, mas passa mais tempo em habitats rochosos em terra firme durante o inverno, quando é menos ativa (Sprague e Bateman 2018). Muitos organismos aquáticos usam diferentes habitats para os estágios juvenis e adultos de seu ciclo de vida. No entanto, os esforços de restauração tendem a se concentrar na restauração do habitat necessário por uma porção do ciclo de vida de uma espécie da fauna e esforços coordenados são necessários para se restaurar áreas que proporcionem habitats para todas as etapas da história de vida de uma espécie.

Tabela 10.1: Necessidades de hábitat para grupos específicos da fauna.¹

Variável do hábitat	Mamíferos	Aves	Anfíbios e répteis	Insetos terrestres	Fauna do solo	Peixes	Invertebrados aquáticos
Abiótica							
Temperatura do solo, ar ou da água	*	*	*	*	*	*	*
Rochas para sombra	*	*	*	*	*	*	*
Qualidade do solo ou da água – nutrientes, toxinas, pH	*	*	*	*	*	*	*
Textura do solo, compactação, matéria orgânica					*		
Umidade do solo			*	*	*		
Salinidade da água	A [†]	A				*	*
Turbidez da água	A	A	*			*	*
Nível/taxa de fluxo de água	A	A	*	*		*	*
Substrato do leito			*			*	*
Vegetação							
Cobertura do dossel - árvore ou arbusto	*	*	*	*	*	*	*
Cobertura do solo - herbácea ou serapilheira	*	*	*	*	*	*	*
Fontes de alimentos - frutas, folhas, néctar	*	*	*	*	*	*	*
Espécies de plantas hospedeiras individuais				*			
Pilhas de arbustos (terrestre), grandes detritos lenhosos (rios) para sombra e hábitat para construção de ninhos	*	*	*			*	
Interações entre espécies							
Disponibilidade de presas	*	*	*	*	*	*	*
Controle de espécies invasoras – predação ou competição	*	*	*	*		*	*
Controle de doenças	*	*	*			*	
Presença de mutualistas	*	*	*	*	*	*	*
Paisagem							
Presença de fontes de água	*	*	*	*		*	*
Hábitat para construção de ninhos/nidificação	*	*	*	*		*	
Conectividade/proximidade com a população de origem	*	*	*	*	*	*	*
Tamanho do fragmento de hábitat - tamanho suficiente do território e da população	*	*	*			*	
Heterogeneidade de hábitat – múltiplos tipos de hábitat para diferentes estágios de vida ou usos	*	*	*	*	*	*	*

¹ Lista inclui as variáveis mais importantes para diferentes grupos.[†] A = apenas espécies aquáticas.

Na maioria das vezes, os projetos de restauração se concentram na restauração de características específicas do hábitat consideradas importantes para grupos ou espécies específicas (tabela 10.1). Por exemplo, uma complexa estrutura vertical e horizontal de árvores e arbustos fornece hábitat para um conjunto diversificado de aves, enquanto os insetos precisam de plantas hospedeiras específicas para suas larvas e para servir como fontes de néctar. A restauração de rios muitas vezes

se concentra em melhorar o hábitat dos peixes, removendo barreiras ao deslocamento, criando poços como refúgios contra as altas temperaturas e restaurando a vegetação *ripária*. A instalação de troncos e detritos lenhosos em sistemas terrestres e aquáticos fornece sombra e áreas protegidas para a construção de ninhos para muitas espécies de animais. Nos sistemas de recifes costeiros, várias estruturas (por exemplo, blocos de cimento, conchas de ostras, rochas) podem ser instaladas para aumentar a quantidade de substrato rígido disponível para a fixação das larvas de ostras e pólipos de corais (Ferrario et al. 2014).

Enquanto a maior parte dos esforços focados no hábitat visam restaurar grupos da fauna (por exemplo, aves frugívoras, peixes anádromos), alguns projetos visam restaurar a qualidade do hábitat para espécies individuais. Pesquisas consideráveis se concentraram na restauração do hábitat do pica-pau da espécie *Picoides borealis* nas florestas de pinheiros no sudeste dos Estados Unidos. Os métodos incluem restaurar uma estrutura vegetativa adequada ao desbastar a vegetação ou reinstaurar o regime de fogo, bem como criar cavidades para ninhos e as proteger de serem ampliadas por outras espécies de pica-pau (Conner et al. 2001). Ainda que esses esforços se concentrem nesta espécie de pica-pau específica, eles beneficiam outras espécies de florestas de pinheiros e de campos naturais, bem como algumas aves migratórias neotropicais (Wilson et al. 1995). Em outro exemplo, o número de mérgulos-unicórnio (*Cerorhinca monocerata*), uma ave marinha que vive em pequenas ilhas ao longo da costa oeste da América do Norte, aumentou quando estruturas de ninhos de cerâmica foram instaladas para proteger seus ninhos subterrâneos do pisoteamento por leões marinhos (*Zalophus californianus*) (Beck et al. 2015).

Restaurar o hábitat de alta qualidade é uma condição necessária, mas insuficiente para se restaurar espécies da fauna. A fauna só colonizará um local em restauração se houver uma população-fonte dentro da distância de dispersão da espécie e não houver barreiras para dispersão. As estratégias para se melhorar o deslocamento da fauna incluem localizar locais de restauração perto de populações-fonte, restaurar *corredores ecológicos* e/ou manejar áreas adjacentes para aumentar a *conectividade da paisagem* (capítulo 5; Morrison 2009; McAlpine et al. 2016). Por exemplo, os lagartos-de-colar (*Crotaphytus collaris collaris*) têm uma estrutura de *metapopulação*, pois vivem em hábitat rochoso aberto e distribuído irregularmente entre uma matriz florestal no nordeste de Ozarks, Missouri, USA; mas as populações translocadas não estavam colonizando o hábitat adequado a aproximadamente 50 m de distância porque a supressão do fogo resultou em um sub-bosque lenhoso e denso (Templeton et al. 2011). Depois que as florestas foram desbastadas usando queima controlada, os lagartos se deslocaram entre os diferentes fragmentos de hábitat, reconectando a população. Como seria de se esperar, a restauração do hábitat para o maria-fibiu (*Empidonax traillii extimus*), uma ave nativa do Sudoeste dos Estados Unidos ameaçada de extinção, tem sido mais bem-sucedida em locais mais próximos às populações-fonte (estudo de caso da remoção de Tamarix).

Se as barreiras à circulação da população não puderem ser removidas, os esforços de restauração devem visar fornecer rotas alternativas. Por exemplo, *escadas*

de peixe e canais de desvio podem permitir que espécies de peixes que migram rio acima passem por barragens para desovar. Em sistemas terrestres, passagens subterrâneas ou viadutos foram instalados para permitir que a vida selvagem cruze estradas com segurança (Taylor e Goldingay 2012, veja o site do livro para fotos de estruturas para melhorar o deslocamento da fauna).

Além disso, espécies de animais maiores precisam de um hábitat com área grande o suficiente para garantir populações viáveis (capítulo 5). Para espécies que possuem grandes áreas de vida ou para as quais um único local de restauração só fornece parte de suas necessidades de hábitat, a restauração e o manejo da terra devem ser coordenados entre vários proprietários de terras para serem bem-sucedidos. Por exemplo, ao longo da costa sul de Oregon, a Associação de Bacias Hidrográficas de Coos coordenou a restauração e a pesquisa aplicada entre proprietários privados, agências governamentais e cientistas ao longo de 2.800 ha e 88 km de córregos para melhorar a qualidade do hábitat para várias espécies ameaçadas de peixes (Wright e Souder 2018). Da mesma forma, o serviço de Conservação de Recursos Naturais dos EUA trabalhou proativamente com mais de 1.300 fazendas que compreendem mais de 5 milhões de hectares no oeste dos Estados Unidos para melhorar o hábitat para tetrazes (*Centrocercus* spp.) por meio do manejo do fogo, controle de espécies invasoras e restauração de hábitat, em um esforço para impedir a listagem de duas espécies de tetrazes como ameaçadas de extinção (USDA 2016).

Espécies da fauna com grandes áreas de vida muitas vezes cruzam as fronteiras de países, por isso a restauração bem-sucedida requer coordenação através das fronteiras políticas; o que é difícil (Kark et al. 2015). Parceiros governamentais e não-governamentais na Índia e no Nepal têm trabalhado em uma estratégia de larga escala para conservar e restaurar a conectividade da paisagem para populações de tigres (*Panthera tigris*) que cruzam suas fronteiras (Wikramanayake et al. 2010). Restaurar espécies migratórias de longa distância é um desafio em particular porque seus habitats estão distantes um do outro. Setenta e sete países e a União Europeia fazem parte do Acordo de Conservação de Aves Aquáticas Migratórias Afro-Eurasianas, que visa coordenar esforços para proteger e restaurar o hábitat de 255 aves migratórias dependentes de áreas úmidas (Kark et al. 2015).

REINTRODUZIR UMA ESPÉCIE

Outra abordagem comum para a restauração da fauna em sistemas terrestres e aquáticos é a *reintrodução* ou translocação de espécies individuais para melhorar seu estado de conservação ou promover processos de recuperação do ecossistema; o que também é referido como *renaturalização* (Seddon et al. 2014, Swan et al. 2016). Na maioria das vezes, são espécies em risco de extinção e/ou animais de grande porte carismáticos que têm impacto substancial na cadeia alimentar ou em outros processos ecológicos importantes. Por exemplo, a reintrodução do lobo-cinzento (*Canis lupus*) no maior ecossistema de Yellowstone nos Estados Unidos teve efeitos complexos em várias populações animais, na dinâmica de vegetação

e na morfologia do canal fluvial. Os lobos reduziram a pastagem por alces em arbustos e árvores ripários (Beschta e Ripple 2016, Leste 2017) e o recrescimento da vegetação favoreceu as populações de castores, que alteraram a sinuosidade do canal do rio através da construção de barragens.

Algumas espécies são *translocadas*, ou movidas de populações existentes para novos locais, o que tende a ser mais bem-sucedido porque os animais aprenderam os comportamentos necessários para sobreviver na natureza. Por exemplo, entre 1997 e 2006, foram gastos US \$ 3,5 milhões translocando-se 218 lincos canadenses (*Lynx canadensis*), uma espécie de felino de tamanho médio, de populações no Canadá e norte de Wyoming para o Colorado. Em 2013, a população do Colorado era estimada em 200 a 300 indivíduos, o que incluía lincos da terceira geração. Ao se translocar espécies, é importante se considerar os efeitos da remoção de indivíduos na população doadora. Outra preocupação é se levar os animais para locais suficientemente distantes para que eles não retornem às suas populações-fonte (Destro et al. 2018).

Em outros casos, os animais são reintroduzidos a partir de esforços de *reprodução em cativeiro*, onde os indivíduos se reproduzem e seus descendentes são criados em cativeiro antes da reintrodução (Morrison 2009). Essa abordagem requer amplo conhecimento sobre técnicas de criação de animais. Também envolve o treinamento dos animais sobre comportamentos necessários, como a caça e a proteção contra predadores. Por exemplo, o treinamento de cães da pradaria de rabo preto (*Cynomys ludovicianus*) juvenis, pré-reintrodução, para reproduzir um chamado de alerta em resposta aos predadores aumentou sua sobrevivência pós-soltura (Shier e Owings 2006).

Em alguns casos, os animais são soltos na natureza sem suporte humano subsequente (*reintrodução não-assistida*). Mais frequentemente, a *reintrodução assistida* é usada, onde os animais recebem alimentos por um período limitado para permitir que eles façam a transição, o que tem mostrado aumentar o sucesso dos esforços de reintrodução (Fischer e Lindenmayer 2000). Em alguns casos, os animais recuperados do comércio ilegal de animais de estimação são reintroduzidos, como primatas, papagaios e répteis, particularmente se tiverem vivido originalmente na natureza e a área de onde tiverem sido capturados for conhecida (Banes et al. 2016).

Normalmente, os esforços de reintrodução são realizados uma vez que as populações já estão bastante pequenas; por isso, é importante considerar-se como estabelecer uma população com *diversidade genética* suficiente para minimizar a *depressão endogâmica* e manter uma população viável em longo prazo ([capítulo 5](#), estudo de caso da tartaruga de Galápagos). Alguns esforços de translocação visam aumentar o tamanho populacional ou a diversidade genética das populações existentes em vez de estabelecer novas populações (Corlett 2016). Várias fêmeas de onça-parda do Texas (*Puma concolor stanleyana*) foram translocadas para a Flórida para aumentar a variação genética e reduzir a depressão endogâmica da criticamente ameaçada onça-parda da Flórida (*Puma concolor coryi*) (Hedrick e Fredrickson 2010).

Os esforços de reintrodução da fauna são muitas vezes bastante caros. Não é incomum que os custos variem de 10.000 a 20.000 dólares por animal, como no exemplo do lince canadense acima. No entanto, muitos esforços de reintrodução foram malsucedidos por uma série de razões (Fischer e Lindenmayer 2000; Destro et al. 2018).

Em primeiro lugar, em alguns casos, como para os abutres asiáticos discutidos acima, as causas do declínio populacional original não foram totalmente resolvidas (Fischer e Lindenmayer 2000; Destro et al. 2018) e/ou animais são reintroduzidos em hábitat de baixa qualidade. Por exemplo, os esforços para translocar o grilo weta gigante (*Deinacrida mahoeui*), que é nativo da Nova Zelândia e cresce até 10 cm de comprimento, tiveram resultados mistos (Watts e Thornburrow 2009). O sucesso tem sido determinado em grande parte pelo fato de predadores roedores invasores terem ou não sido erradicados antes da reintrodução do weta, já que predadores invasores são a principal causa de seu declínio populacional. No Canadá, nos Estados Unidos e em vários países europeus, grandes populações do falcão-peregrino (*Falco peregrinus*) foram restauradas pela reintrodução de aves de origem cativa. Esses esforços foram bem-sucedidos porque a principal causa de declínio foi removida, ou seja, pesticidas que reduziavam a espessura das cascas de ovos, e porque falcões-peregrinos podem viver em paisagens urbanas, onde fazem ninhos em telhados de edifícios altos e sob pontes.

Em segundo lugar, muitos esforços de reintrodução da fauna falham devido ao conhecimento insuficiente sobre a biologia das *espécies-alvo*. Nas primeiras tentativas de reintroduzir no Texas a ave *Tympanuchus cupido attwateri*, ameaçada de extinção, os pássaros passaram fome apesar da disponibilidade suficiente de alimentos. Só então os cientistas perceberam que os galos da campina tinham sido criados se alimentando de *pellets* e não tinham desenvolvido a flora completa de micro-organismos necessários para digerir sua dieta típica de vegetais, sementes e insetos (Griffin 1998). Por isso, é importante incluir a pesquisa e o *monitoramento* como partes dos projetos de reintrodução da fauna. Revisões sistemáticas têm destacado vários outros fatores que aumentam o sucesso da reintrodução da fauna; estes incluem a reintrodução no centro em vez de na periferia do território das espécies, a translocação de espécies de uma população selvagem em vez de reintroduzi-las a partir da reprodução em cativeiro e o manejo em longo prazo (tabela 10.2; Fischer e Lindenmayer 2000; Morrison 2009).

A reintrodução da fauna, particularmente de predadores com grandes territórios, pode ser controversa, por receio de danos tanto para as pessoas quanto para os animais domésticos. Assim, um componente crítico desses esforços é tentar entender o conhecimento e as opiniões locais sobre animais (por exemplo, Maheshwari et al. 2014; Lopes-Fernandes et al. 2018) para projetar programas educacionais e outros que possam aumentar a aceitação do público. Por exemplo, vários programas de reintrodução de carnívoros oferecem compensação financeira ou material para pecuaristas que perdem gado para predadores. Tais programas têm apresentado alguns casos de sucesso e precisam ser adaptados às comunidades locais (Maheshwari et al. 2014).

Tabela 10.2: Fatores que aumentam o sucesso dos esforços de reintrodução da fauna.¹

- Causa do declínio populacional removida ou reduzida
- Maior número de indivíduos introduzidos
- Proporção apropriada entre os sexos dos animais introduzidos
- População de origem selvagem em vez de criada em cativeiro
- Reintroduções assistidas mais bem-sucedidas do que reintroduções não-assistidas
- Liberação na área central da população
- Herbívoros mais bem-sucedidos do que carnívoros
- Compromisso de longo prazo com o esforço de reintrodução
 - Solturas em vários anos
 - Monitoramento e manejo contínuos

¹ Fontes: Fischer e Lindenmayer 2000; Morrison 2009; Destro, De Marco e Terrible 2018.

MELHORANDO OS ESFORÇOS DE RESTAURAÇÃO DA FAUNA

Apesar das fortes relações entre a a recuperação da fauna e da flora, a integração entre restauração de animais e plantas é a exceção e não a regra (McAlpine et al. 2016). Essa é uma preocupação, dadas as inúmeras interações entre plantas e animais que afetam a recuperação do ecossistema. Daqui para frente, os planos de restauração devem considerar interações entre condições abióticas, microorganismos, plantas e animais em escala suficiente para todas as espécies, a fim de melhorar a probabilidade de sucesso da restauração (McAlpine et al. 2016; Hale et al. 2019).

Monitorar o sucesso da restauração da fauna é um desafio. Primeiro, os animais são móveis e muitas vezes camuflados, o que pode exigir uma observação extensiva para determinar se eles estão usando o hábitat restaurado. Em segundo lugar, observações detalhadas são necessárias para se determinar como os animais estão usando o hábitat restaurado: eles estão vivendo principalmente em habitats adjacentes e apenas passando pelo local rapidamente, ou os locais restaurados fornecem todos os recursos necessários para que eles se reproduzam e estabeleçam uma população viável em longo prazo? Hale et al. (2019) relatam que apenas 11 % dos estudos de restauração da fauna medem *parâmetros* relacionados à *aptidão* (por exemplo, comportamento reprodutivo, reprodução ou sobrevivência). Uma grande preocupação é que os locais restaurados podem servir como uma *armadilha ecológica* onde a fauna é atraída para o hábitat, mas a qualidade geral do hábitat é ruim, o que reduz a aptidão da população. Por exemplo, a instalação de estruturas de poleiros para lagartos pode aumentar o risco de predação por aves predadoras (Hawlena et al. 2010). Embora os exemplos demonstrados de habitats restaurados reduzindo a viabilidade populacional sejam poucos, o monitoramento

em longo prazo e mais observações do comportamento animal e da reprodução em locais restaurados são necessários para se avaliar melhor a qualidade do hábitat e identificar recursos críticos para melhorar os esforços futuros de restauração da fauna (Lindell 2008; Hale et al. 2019).

Outra diferença entre a restauração animal e vegetal é a socialidade animal, que pode influenciar fortemente o sucesso da restauração. Por exemplo, cães de pradaria de rabo preto são altamente sociais e vivem em grupos familiares. Embora a maioria das translocações de cães da pradaria tenham sido malsucedidas, translocar cães de pradaria como grupos familiares aumentou a sobrevivência em cinco vezes (Shier 2006). Uma colônia de aves marinhas de mais de 3.000 airos (*Uria aalge*) foi extirpada de um afloramento de rochas ao longo da costa norte da Califórnia após um derramamento de óleo no início da década de 1980 e os airos não recolonizaram a área por mais de uma década. Em 1996, imitações de airos foram colocadas na ilha e suas vocalizações foram reproduzidas em alto volume por alto-falantes. As aves marinhas voltaram à pedra no mesmo dia e permaneceram lá desde então (USFWS 2012). Esses exemplos ilustram a importância de se considerar as interações sociais da fauna para se criar estratégias bem-sucedidas de restauração da fauna.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Corlett, Richard T. 2016. "Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world." *Trends in Ecology & Evolution* 31:453–462.
Revisa as controvérsias de reintrodução das populações de animais que estão vivas atualmente e que já foram extintas.
- Lindell, Catherine A. 2008. "The value of animal behavior in evaluations of restoration success." *Restoration Ecology* 16:197–203.
Discute as muitas razões pelas quais é importante monitorar o comportamento animal e o uso do hábitat em projetos de restauração.
- Morrison, Michael J. 2009. *Restoring Wildlife*. Washington, DC: Island Press.
Fornece uma revisão completa de como se restaurar e monitorar o hábitat para a vida selvagem.

INDEPENDENTEMENTE das muitas motivações diferentes para a realização da restauração ecológica ([capítulo 2](#)), a maioria dos projetos ocorre dentro de um contexto regulatório complexo. Regulamentos incluem leis que exigem a restauração após certas ações ambientais degradantes, bem como incentivos para restauração voluntária e acordos internacionais (Mansourian 2017). Eles não fornecem apenas obrigações e orientações para a restauração, mas também servem para institucionalizar a obrigação de se compensar a *degradação* ambiental como norma social (Telesetsky et al. 2017). Os regulamentos se aplicam a muitos atores e em vários contextos; alguns se aplicam apenas a atores governamentais, outros responsabilizam corporações e indivíduos por atividades que causam danos ao ambiente e mesmo indivíduos ou organizações não governamentais que realizam voluntariamente atividades de restauração são frequentemente sujeitos aos regulamentos.

Esses regulamentos não apenas obrigam a restauração, mas muitos também restringem a forma como a restauração é feita. Por exemplo, projetos de restauração de rios nos Estados Unidos quase sempre exigem licenças do Corpo de Engenheiros do Exército devido à Lei da Água Limpa de 1972. Assim como os empreendedores que querem construir moradias ou estradas, os projetos de restauração devem considerar potenciais impactos ambientais negativos. Na costa da Califórnia, uma pequena represa foi removida para restaurar o fluxo de água do rio e permitir a passagem da truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), que está ameaçada de extinção, mas a remoção destruiu o habitat de áreas úmidas a montante da represa, que era habitat para o sapo de pernas vermelhas da Califórnia (*Rana draytonii*), outra espécie protegida pela Lei de Espécies Ameaçadas dos EUA. Este conflito exigiu a criação de um habitat alternativo para o sapo, complicando muito o projeto. É importante que *restauradores* sejam bem versados nos requisitos legais para a restauração de espécies e *ecossistemas* em sua região, bem como nas licenças associadas necessárias para a realização de atividades de restauração ([capítulo 3](#)).

Aqui, discuto brevemente tipos de acordos internacionais e a legislação nacional pertinente à restauração, mas não desenvolvo longas discussões sobre regu-

lamentos individuais, dado que as leis específicas e a forma como são aplicadas variam entre países e municípios. Destaco alguns desafios para se legislar sobre a restauração, observando onde as abordagens foram mais ou menos eficazes e sugerindo como elas poderiam ser melhoradas.

CONTEXTUALIZAÇÃO

Os primeiros acordos internacionais (tabela 11.1) e as leis nacionais (tabela 11.2) que previam a restauração dos ecossistemas danificados foram instituídos há aproximadamente 50 anos e esse número aumentou consideravelmente desde então. A nível internacional, esses acordos geralmente não são vinculativos e a definição de restauração é muitas vezes vaga (Telesetsky et al. 2017), por isso servem mais como uma abordagem aspiracional que como um conjunto de metas aplicáveis. Esses acordos, no entanto, podem fornecer orientação e incentivos para a legislação nacional. Por exemplo, a Convenção sobre Diversidade Biológica, que surgiu na Rio 92, propôs amplamente a *reabilitação* e a restauração de habitats degradados. Em seguida, foram propostas as Metas de Aichi, em 2010, que visam a restauração de 15% dos habitats degradados até 2020. As Metas Aichi foram agora incorporadas em alguns planos nacionais de restauração (Telesetsky et al. 2017).

Tabela 11.1: Exemplos de acordos internacionais que demandam restauração.*

Acordo	Ano [†]	Requisito
Convenção de Ramsar	1971	Proteger e restaurar áreas úmidas de importância internacional
Convenção do Patrimônio Mundial	1972	Proteger e restaurar habitats dentro das reservas da biosfera
Convenção sobre a Conservação de Espécies Migratórias de Animais Silvestres	1979	Restaurar habitats para animais migratórios
Convenção das Nações Unidas para o combate à desertificação	1994	Reabilitar terras áridas
Convenção sobre Diversidade Biológica	1992	Reabilitar e restaurar 15% dos habitats degradados até 2020. Metas de Aichi mais específicas foram definidas mais tarde.
Parceria Global em Restauração de Florestas e Paisagens & Desafio de Bonn	2011	Restaurar 150 milhões de hectares de florestas globalmente até 2020 e 350 milhões de hectares até 2030

* Esses acordos internacionais e muitos outros são descritos em detalhes em Telesetsky et al. (2017).

[†] O ano listado é o primeiro ano em que o acordo foi estabelecido. Em alguns casos, os acordos foram atualizados e ampliados.

Os mecanismos de execução em nível internacional são limitados, por isso, em última análise, as leis são aplicadas em nível regional (como no caso de algumas iniciativas da União Europeia), nacional, estadual, ou local, embora a extensão da aplicação varie muito. Muitas vezes, as leis são estabelecidas em nível nacional, porém seus requisitos específicos e aplicação variam de acordo com o estado ou

provincia. Por exemplo, o Estado de São Paulo definiu padrões claros de recuperação de vegetação para avaliar o cumprimento à Lei de Proteção da Vegetação Nativa pelos agricultores, enquanto os outros 26 estados do país ainda não estabeleceram normas (Chaves et al. 2015).

A maioria das legislações de restauração estabelece requisitos para se restaurar tipos específicos de hábitat, como florestas, áreas úmidas ou sistemas áridos (tabelas 11.1 e 11.2). Por exemplo, a Convenção Internacional de Ramsar e a Lei da Água Limpa dos EUA protegem as áreas úmidas, devido a serem habitats de alto valor e aos muitos *serviços ecossistêmicos* que prestam aos seres humanos, como purificação de água e controle de enchentes. Algumas legislações, como a Diretiva de Aves da União Europeia e as leis de espécies ameaçadas de extinção em vários países (tabela 11.2), focam na restauração do hábitat e populações de *espécies ameaçadas* específicas. Em outros casos, como as normas se concentram em estabelecer a responsabilidade pela restauração após certas atividades ambientalmente degradantes, como mineração ou derramamento de óleo (tabela 11.2).

Tabela 11.2: Exemplos[†] de diferentes tipos de leis nacionais ou regionais* que demandam restauração.

Lei	Ano	País	Requisitos relacionados à restauração
Lei de Biossegurança	1993	Nova Zelândia	Fornecer rigorosos controles de fronteira que visam reduzir a entrada de espécies invasoras no país.
Lei para a Promoção da Restauração da Natureza	2002	Japão	Exige uma sólida base científica e participação das partes interessadas em projetos de restauração.
Lei de Conservação de Espécies Ameaçadas de Fauna e Flora Silvestres	1992	Japão	Preserva espécies ameaçadas de extinção da fauna e da flora silvestre, bem como o ambiente natural do qual essas espécies dependem.
Lei de Proteção de Espécies Ameaçadas	1992	Austrália	Promove a recuperação de espécies e comunidades ecológicas ameaçadas ou vulneráveis.
Lei de Proteção da Vegetação Nativa	2012	Brasil	Exige que os proprietários de terras conservem ou restaurem uma certa porcentagem de floresta em suas terras e mantenham faixas de florestas ripárias ao longo dos cursos de água.
Diretiva Estruturante para a Água	2000	União Europeia	Determina proteção e melhoria do status dos ecossistemas aquáticos.
Lei Federal Alemã de Conservação da Natureza	1976	Alemanha	Requer que o poluidor que cause um impacto inevitável na paisagem minimize o impacto e, em seguida, compense os efeitos remanescentes.
Política Nacional de Gestão Integrada da Biodiversidade e seus Serviços Ecossistêmicos	2012	Colômbia	Melhora a avaliação dos impactos ambientais, a recuperação de passivos ambientais e compensações ambientais para a perda de biodiversidade ligadas a projetos ambientalmente licenciados.
Lei de Controle e Recuperação de Mineração de Superfície	1977	Estados Unidos	Requer o desenvolvimento de um plano de recuperação antes da mineração de superfície de carvão e o depósito de um título de garantia ambiental que é devolvido quando o plano de recuperação tiver sido concluído com sucesso.
Lei de Controle da Poluição por Petróleo	2000	Estados Unidos	Atribui responsabilidade pela despoluição após derramamentos de petróleo.

[†] Note que muitos países têm tipos semelhantes de legislação.

* Para a União Europeia.

Um problema recorrente com a legislação de restauração é que a definição e as metas específicas de restauração são muitas vezes mal articuladas (Palmer e Ruhl 2015; Telesetsky et al. 2017). Os projetos de restauração de ecossistemas geralmente se concentram mais na restauração de serviços específicos, como controle de enchentes e *estoque de carbono*, em vez de restaurar a *composição da comunidade* (Palmer e Ruhl 2015). O termo restauração tem sido usado para se referir a uma série de atividades que abrangem desde a *revegetação* de áreas erodidas com mínima consideração para que espécies são plantadas, até esforços que visam restaurar o conjunto completo de espécies que estavam presentes antes do *distúrbio* (capítulo 2). Por isso, é fundamental definir claramente como os termos são utilizados na legislação e como o sucesso será avaliado em projetos específicos.

TIPOS DE LEGISLAÇÃO

Abaixo, descrevo diferentes abordagens para se legislar sobre a restauração e ilustro cada uma com exemplos.

Legislação preventiva

Embora não seja estritamente um problema da restauração, a abordagem mais eficaz para se conservar os ecossistemas é protegê-los em primeiro lugar. Essa abordagem segue o princípio da precaução, que exige a não realização de uma ação e/ou avaliação cuidadosa de alternativas se houver potenciais danos à saúde humana ou ao meio ambiente. Por exemplo, muitos países regulam a importação e o transporte de espécies que têm potencial de se tornarem *invasoras*, uma vez que é claro que os esforços para impedir o estabelecimento de espécies invasoras em primeiro lugar são os mais rentáveis (capítulo 8). Austrália e Nova Zelândia têm leis particularmente rigorosas de prevenção de espécies invasoras, dados seus próprios problemas do passado com espécies invasoras (capítulo 8; Boonstra 2010; Eschen et al. 2015). Da mesma forma, a Lei da Água Limpa de 1972 nos Estados Unidos regula as descargas de poluentes em cursos d'água "para manter a integridade química, física e biológica das águas do país". Como resultado, projetos de restauração que aumentam temporariamente a erosão durante as atividades de movimentação da terra devem obter licenças de descarga e adotar medidas para minimizar os aportes de sedimentos em cursos d'água, como a realização de trabalhos durante a estação seca e o uso de cobertura do solo ou tecidos de cobertura do solo para controle de erosão.

Estabelecendo-se obrigações de restauração

Muitas leis estabelecem uma obrigação para o Estado ou para *partes interessadas* específicas, como empresas privadas ou proprietários de terras, realizarem restauração ou outra mitigação compensatória (discutida abaixo) para reverter ou minimizar o efeito de atividades que prejudicaram ecossistemas ou determinadas espécies. Essas leis garantem que a responsabilidade e os custos da restauração sejam

cobertos pelo degradador. Isto segue o “princípio poluidor-pagador”, que é padrão no direito ambiental, ou, neste caso, uma abordagem “degradador pagador” (Telesetsky et al. 2017). Essa obrigação pode ser aplicada a impactos ambientais pretéritos (por exemplo, tanques de armazenamento químico vazando e poluindo rios), ações antecipadas (por exemplo, mineração, construção) ou potenciais danos futuros (por exemplo, derramamentos de óleo).

Inúmeras leis estabelecem requisitos para se restaurar tipos específicos de hábitat. Por exemplo, a Lei Brasileira de Proteção à Vegetação Nativa de 2012 (seguindo leis anteriores de 1934 e 1965) exige que os proprietários privados mantenham 20-80 % (dependendo do tipo de vegetação e região) de suas terras cobertas por vegetação *nativa* e mantenham *matas ripárias* de vegetação nativa ao longo dos cursos d’água (estudo de caso da Mata Atlântica, Brancalion et al. 2016). Onde a cobertura dos ecossistemas nativos encontra-se abaixo do exigido, os proprietários de terras são obrigados a restaurar os ecossistemas de floresta nativa, savana e/ou campos naturais dentro de 20 anos. O Estado de São Paulo deu mais um passo na definição de *parâmetros* específicos de vegetação necessários ao cumprimento da lei. Da mesma forma, a Diretiva de Hábitats da União Europeia de 1992 prevê a restauração de hábitats para flora e fauna com foco em locais dentro da rede de reservas Natura 2000 (Telesetsky et al. 2017).

Muitos países têm leis que exigem a reabilitação de hábitats após a mineração, em aterros sanitários ou outras atividades severamente degradantes. Esses esforços são comumente referidos como *recuperação ambiental*, pois geralmente se concentram na recuperação de serviços ecossistêmicos, como controlar a erosão e melhorar a qualidade da água, em vez de restaurar totalmente o hábitat. Ocasionalmente, no entanto, projetos de recuperação de minas visam restaurar um conjunto de espécies nativas. As mineradoras são frequentemente obrigadas a traçar um plano de recuperação detalhado antes da mineração. Para alguns tipos de mineração nos Estados Unidos, as empresas são obrigadas a depositar um *título de garantia ambiental*, que é o dinheiro que é retido durante a mineração e apenas liberado após o plano de recuperação ambiental ter sido concluído e considerado bem-sucedido (Gerard 2000). Esse condicionamento ajuda a garantir que a restauração seja realmente concluída, pois parte ou todo o valor é retido se a recuperação ambiental for considerada inadequada.

Medidas compensatórias

Muitos países têm leis (chamados de *medidas compensatórias* ou *compensações*) que exigem que os proprietários de terras avaliem e compensem os efeitos de projetos que destroem hábitats, espécies ou processos ecossistêmicos específicos (Maron et al. 2016, Cliquet 2017). Essas compensações muitas vezes consistem em ações para se restaurar hábitats ou auxiliar as populações de *espécies ameaçadas*, que são o foco dos exemplos aqui, embora existam outros tipos de compensações. É importante ressaltar que a *mitigação* é um termo mais amplo, que se refere a uma sequência de ações que visam reduzir os impactos ambientais de um projeto. Essa sequência inclui evitar ao máximo os danos ambientais considerados possíveis,

minimizando os impactos do projeto e compensando impactos que não podem ser evitados, seja no mesmo local ou em um local diferente. Por exemplo, de acordo com a Lei Nacional de Política Ambiental de 1970 dos Estados Unidos, todos os impactos devem ser evitados ou minimizados antes de se considerar a criação ou restauração do hábitat para compensar os impactos. Antes de aprovar um projeto e medidas de compensação associadas, a Diretiva de Hábitats da U.E. exige que os empreendedores demonstrem o interesse público predominante sobre o projeto específico (Telesetsky et al. 2017).

Na maioria das vezes, essas leis priorizam a restauração do hábitat ou a adoção de outras medidas para proteger as populações de espécies ameaçadas na área onde a ação degradante ocorrerá. Uma abordagem alternativa é a *compensação ambiental*, pela qual a parte responsável por causar degradação ambiental paga a um terceiro para realizar ações de proteção, *manejo* ou restauração de hábitat em outra área (Marsh et al. 1996). A compensação ambiental tem o potencial de resultar em projetos de restauração maiores, que são implantados por grupos com melhor *expertise* (Galatowitsch e Zedler 2014). Na prática, no entanto, a compensação ambiental muitas vezes resulta em uma perda líquida de área do hábitat em questão quando a proteção do hábitat remanescente é permitida como forma de se compensar a destruição de parte do hábitat, e/ou a falha de projetos de restauração (Brown e Lant 1999; National Research Council 2001). Além disso, a compensação ambiental pode estar distante da área que sofreu degradação ambiental, de modo que as populações humanas, de flora e fauna diretamente impactadas pelos danos podem não receber benefícios diretos (BenDor et al. 2009). A Convenção Internacional de Ramsar (tabela 11.1) exige uma abordagem de três passos para evitar danos às áreas úmidas, mitigar na área e, em seguida, mitigar fora da área como última opção para se conservar áreas úmidas.

Muitos autores têm questionado se a restauração de um hábitat para compensar as perdas que ocorrem em outros lugares fornece hábitats de mesmo valor e processos e serviços ecossistêmicos semelhantes aos do hábitat original (por exemplo, Maron et al. 2016; Schoukens e Cliquet 2016; May et al. 2017) e a maioria dos estudos agora apoia a conclusão de que as medidas compensatórias não estão funcionando. Por exemplo, nos Estados Unidos, a Seção 404 da Lei da Água Limpa e um subsequente Memorando de Entendimento exigem a mitigação de todas as áreas úmidas degradadas ou destruídas. Uma revisão desses projetos mostrou que, em média, os esforços de mitigação só compensavam ~ 20% dos *processos ecossistêmicos* que foram destruídos (National Research Council 2001), devido a um conjunto de projetos que não estavam sendo implantados, falhas nos projetos e falta de *monitoramento* dos resultados. Da mesma forma, May et al. (2017) descobriram que poucos projetos de reabilitação/restauração para compensação no oeste da Austrália demonstram os resultados desejados. No entanto, as políticas de medidas compensatórias são generalistas, dada a necessidade de equilíbrio entre demandas de uso humano e esforços para se conservar ecossistemas e espécies. Políticas compensatórias futuras devem estabelecer objetivos claros, monitorar o sucesso e incluir planos de contingência para ações corretivas se os objetivos não

forem alcançados (capítulo 4; May et al. 2017), para que os projetos realmente forneçam os serviços ecossistêmicos que deveriam.

Provendo fundos para a restauração

Muitas leis sobre restauração em nível nacional, estadual e municipal destinam fundos públicos para restauração de habitats e detalham como o dinheiro será usado e gerido (capítulo 12). Por exemplo, a Lei de Planejamento, Proteção e Restauração de Áreas Úmidas Costeiras dos EUA, aprovada inicialmente em 1990 e renovada e expandida desde então, exige que a Louisiana priorize e implante projetos de restauração em áreas úmidas costeiras e aloque fundos federais e estaduais para esses esforços. Se as leis garantem financiamento público para um determinado tipo de habitat em uma região, então os custos e benefícios relativos dos diferentes projetos devem ser avaliados para se usar de forma mais eficiente os limitados fundos de restauração (capítulo 12).

DESAFIOS DA LEGISLAÇÃO SOBRE RESTAURAÇÃO

Projetar leis adequadas, eficazes e executáveis é um desafio por algumas razões. Em primeiro lugar, as leis devem estabelecer *objetivos* específicos que necessitam ser atingidos para o seu cumprimento, mas, como discutido no capítulo 5, existe naturalmente alta variabilidade nas taxas de *recuperação dos ecossistemas*. Além disso, a escolha de um *modelo de referência* é complicada, e escolher um ponto final adequado para as condições futuras é ainda mais difícil devido às rápidas mudanças do clima (capítulo 3). O desafio é criar leis que tenham *objetivos* claros e exijam um certo nível de restauração, ao mesmo tempo em que reconheçam a variabilidade natural e permitam flexibilidade para adaptar os esforços de restauração às condições locais.

Um segundo desafio são os conflitos entre metas e *objetivos* (capítulo 3). Como observado, a legislação de espécies ameaçadas em muitos países visa restaurar populações e habitats para espécies ameaçadas, que podem estar em conflito com determinação para se restaurar certos tipos de ecossistemas. Por exemplo, no rio Colorado, nos Estados Unidos, onde liberações controladas de água da Represa Glen Canyon visam restaurar padrões de deposição de sedimentos e habitat para espécies nativas de vegetação e peixes. Essas liberações estão sendo *manejadas adaptativamente* para minimizar os efeitos negativos sobre espécie nativa ameaçada de caramujo Kana (*Oxyloma haydeni kanabensis*) e outras espécies ameaçadas que vivem abaixo da barragem e podem ser prejudicadas por vazões altas (Meretsky et al. 2000).

Em terceiro lugar, a escala de tempo político é muito menor do que o tempo que a maioria dos ecossistemas precisa para se recuperar, o que incentiva o sucesso no curto prazo. Por exemplo, o sucesso da recuperação de minas de carvão no sudeste dos Estados Unidos é geralmente avaliado após 5 anos com base no percentual de cobertura vegetal e densidade de árvores. A floresta nessa região, no entanto, leva décadas para se recuperar. O plantio de espécies de gramíneas agressivas

e de crescimento rápido e uma ou algumas espécies de árvores com altas taxas de sobrevivência para atender aos requisitos pode inibir a recuperação em longo prazo da vegetação característica dos estágios finais de *sucessão* (capítulo 9; Holl 2002b). Idealmente, a legislação deve exigir a definição de objetivos específicos do projeto que são avaliados em intervalos pré-definidos ao longo do processo de recuperação e que se estendam para o futuro.

Um quarto desafio para se regulamentar a restauração é a propriedade da terra, que afeta fortemente o sucesso e a longevidade dos projetos de restauração (Mansourian 2017). Nos casos em que a propriedade da terra é comum ou não é bem definida, é difícil identificar uma parte responsável por danos ecológicos e os responsabilizar pela restauração.

A aplicação da lei é outra grande preocupação ligada à legislação. Considerando-se que as leis de restauração e conservação são quase sempre bem-intencionadas, a questão-chave é o quão bem elas são aplicadas. Revisões sistemáticas que avaliaram se a restauração determinada por lei é eficaz mostram alguns sucessos, mas, mais frequentemente, as evidências indicam que os esforços de restauração ficam muito aquém das metas. Por exemplo, a ambiciosa restauração da vegetação nativa exigida pelos diversos Códigos Florestais Brasileiros tem sido fracamente aplicada na maior parte do país (Brançalion et al. 2016). Em muitos casos, a extensão do cumprimento de leis individuais não é bem conhecida, dados problemas crônicos relacionados ao monitoramento deficiente e problemas de notificação e manutenção de registros. Para que as leis sejam efetivas, as penalidades por seu descumprimento devem ser suficientemente rigorosas para incentivar a parte responsável por as cumprir, e essas penalidades precisam ser aplicadas.

MELHORANDO AS FUTURAS LEIS SOBRE RESTAURAÇÃO

Claramente, há muito espaço para melhorias em como as leis e políticas de restauração são projetadas, bem como na forma como elas são implantadas e aplicadas. A avaliação de um amplo conjunto de leis sugere alguns passos-chave para melhorar os resultados no futuro. Em primeiro lugar, como observado anteriormente, é fundamental definir claramente como são utilizados termos específicos e quais metas e objetivos mensuráveis a legislação pretende alcançar. Em segundo lugar, a legislação deve incorporar as melhores informações disponíveis com base em estudos científicos e projetos de restauração pretéritos para aumentar o sucesso e minimizar os efeitos colaterais indesejados. Isso pode ser conseguido consultando-se cientistas e especialistas em restauração ao desenvolver a legislação e exigindo, como parte da legislação, a revisão dos projetos por pares. Além disso, gestores de recursos naturais devem ser obrigados a resumir e compartilhar publicamente os resultados de seus esforços de restauração, tanto para garantir a responsabilização quanto para melhorar os esforços futuros de restauração.

A legislação deve exigir o monitoramento para avaliar se os objetivos foram alcançados e, quando não for o caso, fornecer incentivos para garantir que as ações corretivas sejam adotadas a fim de completar o ciclo de manejo adaptativo (capí-

tulo 4; May et al. 2017). Idealmente, esse monitoramento deve ser feito por uma terceira parte independente, que é paga pelo município e não pelo grupo responsável pela restauração. Isso aumenta as chances de uma avaliação rigorosa sobre o cumprimento dos objetivos, uma vez que a pessoa que acompanha o projeto não tem interesse em saber se o projeto é julgado como bem-sucedido.

Finalmente, áreas restauradas devem ser protegidas indefinidamente. Muitas leis e acordos internacionais estabelecem metas sobre extensões de terras que devem ser restauradas, mas não garantem se esses ecossistemas permanecem protegidos em longo prazo. Reid et al. (2019) descobriram que 50% da área florestal em recuperação na Costa Rica foi desmatada novamente dentro de 20 anos, destacando a importância da proteção e monitoramento em longo prazo dos ecossistemas restaurados para se garantir que eles provejam o seu valor para a conservação e seus serviços ecossistêmicos, como abastecimento de água e estoque de carbono; o que motiva a sua restauração.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Cliquet, An. 2017. "International law and policy on restoration." In *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, edited by SK Allison and SD Murphy, 381–400. London: Routledge.

Resume leis e políticas internacionais relacionadas à restauração ecológica.

- Mansourian, Stephanie. 2017. "Governance and restoration." In *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, edited by SK Allison and SD Murphy, 401–413. London: Routledge.

Revisa questões de governança relacionadas à restauração ecológica.

- Telesetsky, Anastasia, An Cliquet, and Afshin Akhtar-Khavari. 2017. *Ecological Restoration in International Environmental Law*. London: Routledge.

Fornece uma discussão detalhada das leis e acordos ambientais internacionais relacionados à restauração ecológica.

EMBORA existam muitas barreiras biofísicas e sociais à *restauração ecológica* ([capítulo 2](#)), o financiamento insuficiente é uma questão importante. A restauração é muitas vezes cara. Restaurar o rio Kissimmee (estudo de caso) custou cerca de 5 milhões de dólares por quilômetro de rio. Bayraktarov et al. (2016) relataram que o custo médio para restauração costeira marinha foi de aproximadamente 80.000 dólares por hectare (na cotação de 2010), embora o custo de projetos individuais variasse muito dependendo do país e do tipo de ecossistema (por exemplo, manguezal vs. recife de coral). Muitos projetos de restauração são consideravelmente mais baratos, particularmente quando há menos intervenções iniciais de engenharia e preparação do local, e mais dependência de trabalho voluntário. Entretanto, mesmo para métodos de restauração mais baratos, os custos aumentam rapidamente dada a grande escala de restauração proposta em alguns acordos internacionais ([capítulo 11](#)). Pistorius e Freiberg (2014) estimam que cumprir a meta de Aichi de restaurar 15 % dos habitats degradados em todo o mundo custaria entre 45-75 bilhões de dólares, mesmo com o baixo custo de 500 a 1.500 dólares por hectare. No entanto, os ecossistemas restaurados proporcionam benefícios aos seres humanos que superam em muito os custos de restauração na maioria dos casos (De Groot et al. 2013).

A restauração incorre em uma série de custos, incluindo salários para os envolvidos no planejamento, coordenação de *partes interessadas* e gerenciamento de projetos; equipamentos, materiais, transporte e pessoal para preparação e construção do local; aquisição e introdução de plantas ou animais e *manutenção* e *monitoramento* do local. Muitas vezes é necessário comprar terras ou compensar os proprietários de terras pela perda de receita caso suas terras pudessem ser usadas para outras atividades de geração de renda. Os custos de monitoramento devem ser incluídos nos orçamentos dos projetos, juntamente com recursos para contingências quando a restauração não ocorrer de acordo com o planejado, embora isso raramente ocorra (Bayraktarov et al. 2016; Iftekhhar et al. 2017).

Neste capítulo, primeiro discuto a lógica para se investir quantias substanciais de dinheiro na restauração. Me volto então para potenciais fontes de financiamento e fecho discutindo várias estratégias para a efetiva captação e alocação de recursos para restauração.

BENEFÍCIOS DE SE INVESTIR EM RESTAURAÇÃO

Embora os projetos de restauração sejam muitas vezes caros, eles podem proporcionar muitos benefícios para os seres humanos. Muitos esforços de restauração em larga escala, particularmente aqueles com financiamento público, são justificados com base nos *serviços ecossistêmicos* que proveem para a sociedade, como controle de enchentes, *estocagem de carbono* e redução de risco de desastres costeiros (Aronson et al. 2007; De Groot et al. 2013; Ferrario et al. 2014). Da mesma forma, o financiamento para o controle de *espécies invasoras* tem focado na remoção de espécies que têm consequências econômicas negativas claras, como plantas e insetos que reduzem a *produtividade* agrícola e de pastagens, ou organismos aquáticos que entopem sistemas de captação de água de usinas.

Cada vez mais, o financiamento da restauração é justificado pelo fato de que os ecossistemas restaurados proveem certos serviços ecossistêmicos aos seres humanos de forma mais barata do que alternativas de engenharia. Por exemplo, Ferrario et al. (2014) relataram que o custo médio da instalação de quebra-mar para reduzir os desastres costeiros em regiões tropicais é de 21.000 dólares por metro, enquanto a restauração de recifes de coral para fornecer um serviço semelhante custa apenas 1.300 dólares por metro. A restauração de florestas tropicais tem sido repetidamente sugerida como uma das abordagens mais econômicas para o sequestro de carbono, embora o financiamento disponível por meio desse mecanismo seja muito menor do que o previsto (Brancalion et al. 2017). A restauração das florestas provê inúmeros serviços adicionais aos seres humanos além do estoque de carbono, como melhoria na qualidade da água e fornecimento de produtos madeireiros e não madeireiros (Ding et al. 2017).

Em alguns casos, o valor desses serviços ecossistêmicos se traduz diretamente em financiamento para restauração por meio de *pagamentos por serviços ambientais*, que são incentivos oferecidos a agricultores ou proprietários de terras como incentivo ao *manejo* de suas terras para prover serviços ecossistêmicos específicos. A Costa Rica teve um dos primeiros programas de pagamento a proprietários de terras para conservar e restaurar a floresta (Pagiola 2008). O financiamento para este programa veio de impostos internos sobre os combustíveis fósseis e água, bem como financiamento internacional do Banco Mundial e de certos países para promover a conservação da *biodiversidade*, a qualidade da água e o estoque de carbono. Nos últimos anos, os programas de pagamento por serviços ambientais que apoiam a restauração foram instituídos em vários países do mundo.

A restauração também é justificada por possibilidades de emprego, treinamento e oportunidades econômicas que ela cria (van Wilgen e Wannenburg 2016), especialmente em comunidades rurais distantes dos centros urbanos. Programas

comunitários, como restauração de manguezais no Sri Lanka (Wickramasinghe 2017), compram mudas de viveiros locais e empregam membros da comunidade para plantar e manter as mudas (estudo de caso dos manguezais asiáticos). Ben-Dor et al. (2015) estimam que, para cada emprego criado para restauração, há um multiplicador de 1,5 a 3,8 empregos adicionais criados.

Embora seja mais fácil defender grandes gastos em restauração quando os benefícios econômicos podem ser facilmente quantificados, existem muitos outros benefícios em se restaurar ecossistemas que são mais difíceis de se medir. Estes incluem a conservação de espécies e serviços culturais, como os valores emocionais associados à estética, orgulho da comunidade e o senso de responsabilidade que vêm da experiência e proteção dos espaços naturais. Além disso, os usos culturais de uma área podem ser melhorados através da restauração, como muitas vezes ocorre para a caça e pesca, recreação e manutenção de locais sagrados para comunidades indígenas. Todos esses benefícios podem ser importantes motivadores para se investir tempo e dinheiro na restauração (capítulo 1), mas são difíceis de se quantificar monetariamente. Um método comumente utilizado para se valorar os benefícios intangíveis da restauração é a *avaliação contingente*, uma abordagem na qual as pessoas são inquiridas sobre sua vontade de pagar para conservar ou restaurar um ecossistema ou espécies específicas (Holl and Howarth 2000; Iftekhhar et al. 2017). No entanto, ainda é difícil traduzir toda a gama de valores que os seres humanos colocam em ecossistemas intactos em valores monetários específicos para se investir na restauração dos ecossistemas e mesmo que esses benefícios sejam quantificados, não garante que o financiamento estará disponível no futuro.

QUEM PAGA PELA RESTAURAÇÃO?

Os projetos de restauração são financiados por uma variedade de fontes, dependendo se uma parte é responsabilizada pela *degradação* prévia, das *metas* e escala do projeto de restauração e de quem se beneficia e/ou está disposto a pagar pela restauração (fig. 12.1; Holl e Howarth 2000). Descrevo brevemente uma série de fontes de financiamento comuns e exemplos de cada um.

Financiamento por parte responsável

Se um indivíduo, grupo de pessoas, corporação ou agência governamental é claramente responsável pela degradação de um determinado ecossistema, então eles devem pagar pela restauração (fig. 12.1). Muitas leis baseiam-se no princípio do “degradador-pagador” (capítulo 11), como leis que protegem espécies específicas que estão em risco ou *ameaçadas de extinção*, que protegem habitats ou que regulam os tipos de atividades (por exemplo, mineração). Essas leis responsabilizam a parte responsável pelos custos totais dos danos ambientais e da restauração. Por exemplo, no estudo de caso da Younger Lagoon, o proprietário é obrigado a arcar com os custos de restauração para cumprir várias leis dos Estados Unidos que protegem habitats e espécies ameaçadas (tabela 3.1; capítulo 11). Idealmente,

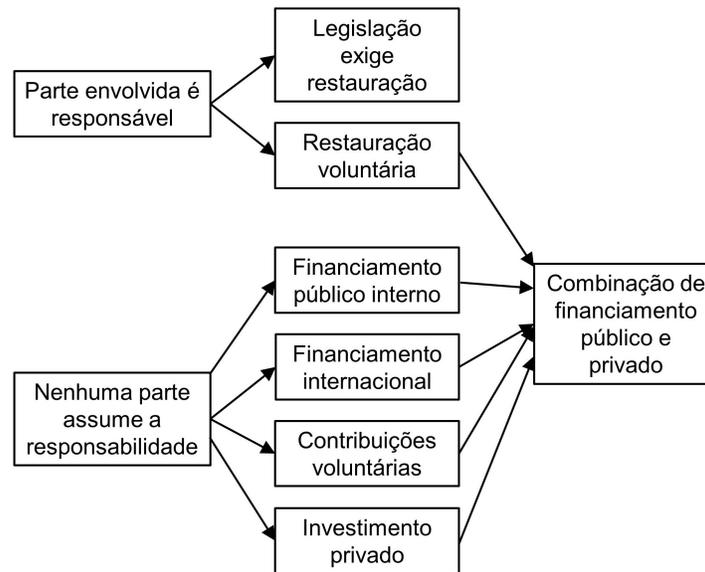


Figura 12.1: Fontes de financiamento para restauração. Exemplos de cada tipo de financiamento são fornecidos no texto. Adaptado de Holl e Howarth 2000.

essa responsabilização deve ser garantida antes de que os danos ambientais ocorram por meio de *títulos de garantia ambiental* e devem incluir um sistema claro de sanções por descumprimento (capítulo 11; Costanza e Cornwell 1992; Gerard 2000). A responsabilidade financeira ou o incentivo para se concluir o projeto com sucesso devem ser suficientemente grandes para garantir uma tentativa razoável de se restaurar o ecossistema.

Embora a maior parte da restauração realizada pela parte responsável pela degradação seja feita por causa de exigências legais, algumas partes realizam a restauração voluntariamente por causa do desejo de melhorar os recursos da terra ou hídricos, para melhorar a imagem pública de uma empresa ou para cumprir com um senso de responsabilidade ética (Telesetsky 2017). Por exemplo, a CEMEX, uma empresa internacional de cimento, assinou o Compromisso de Negócios e Biodiversidade de Cancun, comprometendo-se a trabalhar para conservar a biodiversidade (Telesetsky 2017). Além de realizar projetos de *reabilitação* de pedreiras, eles manejaram uma reserva privada de 140.000 na fronteira dos Estados Unidos com o México para proteger e restaurar o hábitat de espécies ameaçadas, como o carneiro selvagem do deserto (*Ovis canadensis nelsoni*). Muitos proprietários menores removem espécies invasoras e replantam a vegetação nativa em suas terras para restaurar o hábitat, a qualidade da água e os valores estéticos. Muitas vezes, proprietários de terras ou organizações recebem incentivos financeiros do governo para restauração voluntária (discutido abaixo).

Embora a parte responsável deva pagar pela restauração, esse princípio pode ser difícil de ser aplicado na prática. Em muitos casos, a degradação ocorreu há tanto tempo que é difícil identificar o responsável. Além disso, os danos ambientais muitas vezes são causados por efeitos cumulativos de muitas pequenas empresas ou indivíduos, tornando impossível declarar uma das partes culpada. Por exemplo, raramente é possível identificar uma única parte responsável pela introdução de uma espécie invasora que, posteriormente, requer custos e esforços substanciais para ser removida. Da mesma forma, no caso de *poluentes de fontes difusas*, como fezes de animais, óleo de motor e fertilizantes de grama, as descargas de poluentes causadas por muitas pessoas geram problemas de qualidade da água em áreas urbanas, mas ninguém é culpado. Outras fontes de financiamento são necessárias nos casos em que é difícil atribuir responsabilidade por danos ambientais ou quando a parte que causou a degradação não é responsabilizada pela restauração (fig. 12.1).

Financiamento público interno

Impostos são comumente usados para se pagar pela restauração. Em alguns casos, matérias-primas e produtos manufaturados específicos ou ações prejudiciais ao meio ambiente são tributados para refletir seus custos ambientais. Essa abordagem serve para internalizar parte dos custos das atividades degradadoras e fornecer um preço que reflete com mais precisão seu verdadeiro custo ambiental. Por exemplo, os impostos sobre o consumo na venda de equipamentos de pesca, lanchas e combustíveis para pequenos motores ajudam a pagar a aquisição e restauração de pântanos costeiros sob o Programa Nacional de Conservação de Áreas Úmidas Costeiras do Serviço de Pesca e Vida Selvagem dos EUA. Mais recentemente, alguns países e municípios estão adotando políticas para colocar um valor nas emissões de carbono que poderia ser usado para financiar a restauração. Por exemplo, a restauração da floresta ripária na Califórnia armazena carbono suficiente nas duas primeiras décadas que os pagamentos através das políticas de emissões de carbono da Califórnia são suficientes para pagar pela restauração, se a terra já estiver em áreas protegidas (Matzek et al. 2015).

Muitos projetos de restauração em larga escala são financiados por impostos gerais que não visam a causa específica da destruição. Por exemplo, o Projeto de Restauração do Rio Kissimmee (estudo de caso do rio Kissimmee) é apoiado principalmente por recursos dos contribuintes em nível nacional e estadual. Neste caso, ironicamente, o dano original foi causado pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA, uma agência governamental dos EUA financiada pelos contribuintes. Da mesma forma, muitos esforços de controle de espécies invasoras e outros projetos de restauração em pequena escala são apoiados pelos orçamentos das agências nacionais e municipais de gestão de recursos naturais.

O apoio do governo muitas vezes assume a forma de fundos complementares ou incentivos fiscais para proprietários privados que voluntariamente realizam ações de restauração em suas propriedades. Por exemplo, programas agroambientais nos Estados Unidos e na Europa pagam aos agricultores para remover a pro-

dução agrícola de áreas úmidas e outros habitats sensíveis, em alguns casos, para restaurar esses habitats (Galatowitsch e Zedler 2014) e para adotar práticas agrícolas que restaurem a *conectividade da paisagem* dentro da paisagem agrícola (Rey Benayas e Bullock 2012). Entre 1999 e 2015, o governo chinês pagou aos agricultores incentivos em dinheiro para restabelecer ecossistemas florestais, de arbustos ou de pastagens naturais em 27,8 milhões de hectares de terras agrícolas degradadas através do programa “Grain-for-Green”, o maior programa de *reflorestamento* do mundo (Hua et al. 2016). A grande maioria da área reflorestada, no entanto, foi plantada com monoculturas ou com poucas espécies, com biodiversidade relativamente baixa.

Financiamento multilateral e bilateral do governo internacional

Em escala global, muitos projetos são financiados por subsídios ou empréstimos de baixo custo de organizações intergovernamentais, como o Fundo Global para o Meio Ambiente (financiamento multilateral), ou por fundos de ajuda internacional de um governo de um país de alta renda para um país de menor renda (financiamento bilateral). Esses projetos são tipicamente destinados à melhoria dos meios de *subsistência* humana e da qualidade ambiental nos países de menor renda, além do estoque de carbono e melhoria do fornecimento e da qualidade da água (Ding et al. 2017). Por exemplo, o Banco Mundial forneceu US \$ 9,5 milhões à Ruanda entre 2014 e 2019 para restaurar florestas ripárias com o intuito de melhorar o abastecimento de água e a resiliência climática e de promover práticas agrícolas que melhorem a subsistência dos agricultores e a sustentabilidade ambiental (Banco Mundial n.d.). Da mesma forma, os governos dos países da Europa Ocidental, Japão e Estados Unidos contribuíram com 135 milhões de dólares para a segunda fase de uma iniciativa para restaurar 2 milhões de hectares de turfas na Indonésia (Hansson e Dargusch 2017), embora isso infelizmente incluía apenas uma pequena fração dos 4,6 bilhões de dólares necessários para se restaurar todo o ecossistema de turfas.

Contribuições voluntárias de financiamento e trabalho

Muitos projetos de restauração, tanto no mercado interno quanto internacionalmente, são financiados por contribuições filantrópicas de organizações sem fins lucrativos ou doadores privados abastados. Grandes organizações internacionais de conservação, como a Conservation International, a The Nature Conservancy e o World Wildlife Fund, fornecem amplo financiamento para projetos de restauração em todo o mundo. Bremer et al. (2016) relataram que grupos sem fins lucrativos forneceram mais de 10 milhões de dólares entre 2014 e 2016 para se conservar e restaurar *bacias hidrográficas* na América Latina. Essas organizações recebem a maior parte de seus financiamentos de doadores privados que muitas vezes recebem incentivos fiscais para doações de caridade. Outros exemplos incluem a Fundação Família Tompkins, que apoiou a conservação e restauração de vários parques no Chile e na Argentina (Tompkins Conservation n.d.) e o magnata da

mídia Ted Turner, que está trabalhando para *reintroduzir* espécies ameaçadas e restaurar o hábitat nos 800.000 hectares de terra que possui nos Estados Unidos (Turner Endangered Species Fund n.d.).

O apoio monetário voluntário é apenas um tipo de contribuição que os entes privados podem fazer para a restauração, já que muitos projetos menores de restauração dependem parcial ou inteiramente do trabalho voluntário (Berger 1985). Na Nova Zelândia, mais de 600 grupos comunitários estão envolvidos na restauração que depende fortemente de voluntários. Esses projetos visam principalmente restaurar a flora e a fauna nativas e proporcionar educação ambiental. A participação da comunidade em projetos de restauração tem os benefícios adicionais de educar voluntários, desenvolver seu senso de responsabilidade e, muitas vezes, desenvolver um grupo de defesa para os esforços de restauração (Geist e Galatowitsch 1999).

Investimento privado

Tem-se discutido cada vez mais a necessidade de aumentar o financiamento privado da restauração por empresas e investidores com fins lucrativos, como estratégia para a restauração em larga escala e o cumprimento dos compromissos internacionais recentes (Brancaion et al. 2017; Ding et al. 2017). Garantir investidores privados tem se mostrado desafiador, uma vez que muitos dos benefícios ecológicos e sociais da restauração não têm um valor de mercado claro para gerar lucros para o investidor, a maioria dos projetos de restauração são muito pequenos, o cronograma de retorno dos investimentos é muito longo e a restauração é considerada muito arriscada para atrair investidores privados (Ding et al. 2017). No entanto, existem alguns exemplos recentes de investimento privado na restauração, particularmente para o estoque de carbono. Além disso, algumas empresas estão financiando a restauração como parte de seus programas de responsabilidade social corporativa (Telesetsky et al. 2017). A WeForest é uma organização sem fins lucrativos que engajou mais de 140 empresas privadas de 24 países para investir em projetos para restaurar a cobertura arbórea com benefícios ecológicos e sociais (Gutierrez e Keijzer 2015). As empresas geralmente apoiam projetos de restauração ao doar para organizações de restauração sem fins lucrativos, a fim de receber tanto incentivos fiscais quanto para poder comercializar seus produtos como ambientalmente corretos. Por exemplo, muitas empresas brasileiras, que vão de bancos a empresas de cerveja, têm apoiado a restauração da Mata Atlântica e se promovem como ambientalmente conscientes (estudo de caso da Mata Atlântica).

Financiamentos público e privado combinados

Muitos projetos de restauração em larga escala são apoiados por uma variedade de fontes de financiamento público e privado. Por exemplo, a restauração de manguezais na Ásia (estudo de caso dos manguezais asiáticos) e da Mata Atlântica brasileira (estudo de caso da Mata Atlântica) foram financiadas por recursos internacionais tanto de governos quanto de organizações sem fins lucrativos, juntamente

com financiamento do governo interno e de doadores privados. O Programa de Restauração de Áreas Úmidas Corporativas no estado de Nova Jersey, EUA, fornece financiamento para restauração de áreas úmidas por meio de dedicação voluntárias de tempo e doações de material de parceiros de negócio, financiamento do setor privado e financiamento de orçamentos federais e estaduais (NJCWRP n.d.). As contribuições privadas podem consistir em terras doadas ou vendidas a baixo custo e, posteriormente, restauradas com financiamento de organizações sem fins lucrativos ou órgãos públicos.

ESTRATÉGIAS PARA SE AUMENTAR O FINANCIAMENTO DA RESTAURAÇÃO

A necessidade de restauração continua a crescer, mas o financiamento disponível permanece muito abaixo do necessário. Existem, no entanto, várias estratégias que ampliariam a quantidade de recursos disponíveis e os alocariam de forma mais eficiente.

Internalizando externalidades e redirecionando subsídios

Duas ações fundamentais para melhor explicar o valor da restauração de ecossistemas incluem a internalização dos custos da degradação da terra e a remoção dos subsídios que apoiam a degradação do ecossistema. A degradação do ecossistema tem muitas *externalidades* negativas (ou seja, consequências de atividades antropogênicas que não são contabilizadas no custo de um bem ou serviço), como a contaminação do solo e da água, que raramente são cobradas da parte responsável. Por outro lado, a restauração muitas vezes fornece externalidades positivas que não são quantificadas. Além disso, muitos países fornecem bilhões de dólares em *subsídios* a cada ano, o que leva ao desmatamento de extensões substanciais, a práticas agrícolas insustentáveis e à extração mineral (Ding et al. 2017). Reduzir subsídios que apoiam práticas ambientalmente degradadoras, tributando produtos para refletir seu verdadeiro custo ambiental e redirecionando recursos para a restauração ecológica são ações desafiadoras, porém criticamente importantes, que ajudam os países a avançar para cumprir seus compromissos de restauração em larga escala. Isso exigiria que os governos adotassem revisões do direito tributário e novas regulamentações.

ALOCANDO ESTRATEGICAMENTE OS RECURSOS PARA A RESTAURAÇÃO

Para programas de restauração em larga escala, particularmente aqueles que são financiados com verba pública, é importante avaliar os custos e benefícios relativos de projetos individuais em uma região. Um fator a se considerar são os *custos de oportunidade* de se usar a terra para fins geradores de renda que são perdidos, o que varia muito em uma região, tornando a restauração mais barata e viável em locais que não são altamente valorizados para outros usos humanos, como agricultura ou habitação (Latawiec et al. 2015). Da mesma forma, o custo de se restaurar

um determinado tipo de ecossistema varia muito de local para local, dependendo do nível de degradação, proximidade com a fonte de *propágulos* para permitir a *regeneração natural* e também varia quando métodos dispendiosos de restauração ativa são necessários (Holl e Aide 2011). Bayraktarov et al. (2016) descobriram que a localização do projeto e os métodos de restauração afetaram mais fortemente o sucesso da restauração costeira marinha do que o custo total, sugerindo que a escolha cuidadosa de locais e métodos de restauração resultaria em uma alocação mais eficaz de recursos. Da mesma forma, Strassburg et al. (2019) relataram que o uso de um esquema de priorização poderia reduzir os custos de restauração em todo o bioma Mata Atlântica em 57% no Brasil, e, ao mesmo tempo, melhorar os ganhos no estoque de carbono e na conservação da biodiversidade. Considerando que tais exercícios de priorização ajudam a avaliar de forma mais criteriosa a aplicação de recursos limitados em uma região, eles devem ser equilibrados com razões locais para se restaurar uma determinada área (por exemplo, restauração que é obrigatória por lei para um proprietário específico, presença de uma *espécie ameaçada* específica, esforços de restauração liderados voluntariamente em um determinado local).

A contabilidade detalhada dos custos combinada com comparações do sucesso de diferentes métodos de restauração pode ajudar a reduzir custos dentro de projetos individuais. Kimball et al. (2015) compararam o custo-benefício de numerosos métodos de restauração para restaurar pastagens naturais costeiras e ecossistemas dominados por sálvia no sul da Califórnia. Eles descobriram que gastar dinheiro para reintroduzir e manter a vegetação aumentou mais a cobertura de plantas nativas do que pagar uma quantia semelhante para o preparo de um local. Eles usaram seus resultados para desenvolver uma árvore de decisão para ajudar os *gestores de recursos naturais* a selecionar os métodos mais econômicos, dadas as condições do local e os objetivos da restauração.

Explorando fontes de renda potenciais para a restauração

Daqui para frente, devemos pensar de forma inovadora sobre as formas de se gerar receita a partir da restauração. Por exemplo, cientistas e gestores de terras têm explorado modelos para se compensar os custos de plantio de árvores em curto prazo para restaurar florestas tropicais, incluindo plantios agrícolas em pequena escala ou árvores de madeira valiosa entre seus plantios de espécies nativas (estudo de caso da Mata Atlântica, Vieira et al. 2009); as culturas podem ser colhidas por aproximadamente uma década como uma fase de transição no processo de restauração, ao passo que os produtos florestais madeireiros e não-madeireiros podem ser coletados seletivamente durante uma série de intervalos de tempo. Brancalion et al. (2012) descreve várias fontes de renda de esforços de restauração de florestas tropicais através de um conjunto de pagamentos por serviços ambientais, produtos florestais não-madeireiros e exploração seletiva de madeira.

Garantindo o financiamento em longo prazo

A questão mais difícil ao se atribuir responsabilidade e custos de restauração é a incerteza ao longo do tempo. É difícil estimar a escala de tempo de *recuperação* do ecossistema, dada a existência de eventos imprevisíveis, como condições climáticas extremas, surtos de pragas e dispersão de sementes por longas distâncias, juntamente com nosso limitado conhecimento científico. As perguntas a serem respondidas antes de se iniciar qualquer projeto de restauração devem incluir: Por qual valor e por quanto tempo um proprietário deve ser responsabilizado? Quem pagará por custos adicionais na situação provável de que os esforços de restauração não acontecerão de acordo com o plano? Na maioria dos casos, as partes que realizam a restauração são responsabilizadas por apenas alguns anos até que a etapa de implantação de um projeto de restauração seja concluída, bem antes de os *objetivos* serem cumpridos.

Para que os esforços de restauração tenham sucesso no futuro, devemos desenvolver mecanismos que reconheçam a incerteza e que a restauração é um esforço de longo prazo. Mesmo alguns projetos de restauração bem planejados com estimativas realistas de custos e financiamento suficiente falharão na ocorrência de condições climáticas extremas, como um furacão, ou outras ocorrências inesperadas, como um surto de pragas. Na maioria dos casos do passado em que os esforços de restauração não atingiram os objetivos do projeto, nenhuma ação corretiva foi adotada, ou os custos não previstos e de longo prazo foram cobertos pelo financiamento público. Daqui para frente, deve ser explícito nos planos de restauração quem é responsável pelos custos adicionais e alguns recursos devem ser alocados para implantar ações corretivas através do ciclo de *manejo adaptativo* (capítulo 4). Uma abordagem que tem sido usada para fornecer financiamento de longo prazo, particularmente nos casos em que a restauração é feita como *medida compensatória*, é exigir que empreendedores, proprietários ou outras partes responsáveis criem um fundo no momento do início do projeto e então usem esse dinheiro para manutenção e monitoramento contínuo do projeto. Outro exemplo interessante de financiamento em longo prazo é do estado de Quintana Roo, México, onde os impostos sobre a indústria do turismo costeiro estão sendo usados para comprar uma apólice de seguro que pagará para restaurar recifes de corais após danos causados por furacão (The Nature Conservancy 2018). Resolver a incompatibilidade entre os curtos cronogramas políticos e orçamentários e o tempo muito maior necessário para que os ecossistemas se recuperem será um desafio contínuo.

LEITURAS RECOMENDADAS

- Aronson, James, Suzanne J Milton, and James N Blignaut. 2007. *Restoring natural capital*. Washington, DC.: Island Press.

Discute os benefícios gerais da restauração dos ecossistemas e apresenta muitos estudos de caso detalhados.

- Ding, Helen, Sofia Faruqi, Andrew Wu, Juan C Altamirano, Andrés Anchondo Ortega, Michael Verdone, René Zamora Cristales et al.. 2017. *Roots of prosperity*. Washington, D.C.: World Resources Institute.

Fornecer uma visão geral detalhada com muitos exemplos dos custos e benefícios da restauração florestal, obstáculos ao investimento em restauração florestal e formas de se aumentar o investimento.

- Iftekhar, Md S, Maksem Polyakov, Dean Ansell, Fiona Gibson, and Geoffrey M Kay. 2017. "How economics can further the success of ecological restoration." *Conservation Biology* 31:261–268.

Discute questões relacionadas à avaliação dos benefícios sociais e econômicos da restauração, estimação dos custos globais, priorização e seleção de projetos e garantia de financiamento em longo prazo.

GLOSSÁRIO

As definições aqui são em grande parte consistentes com as de Gann et al. (2019).

Abiótico Materiais e condições não-vivos dentro de um ecossistema, incluindo rochas, a água, a atmosfera, o tempo (atmosférico) e o clima, a *topografia*, a *hidrologia*, e os regimes de fogo e salinidade.

Água de lastro Água presente em tanques de navios para melhorar estabilidade e equilíbrio. Esta água é bombeada para dentro do lastro ou descartada quando a carga é descarregada ou bombeada para dentro ou quando um navio precisa de mais estabilidade em condições de tempo ruim.

Alvo Veja *metas e objetivos*.

Aptidão (ou *fitness*) . É a contribuição reprodutiva de um organismo perante uma população.

Área de referência Ecossistema intacto existente, representando atributos e uma fase sucessional semelhante aos *objetivos* do projeto com o qual o progresso de uma área de restauração pode ser comparado ao longo do tempo através de monitoramento formal. Idealmente, esse monitoramento envolve mais de uma área de referência.

Armadilha ecológica Um hábitat que atrai organismos para longe de seu hábitat de origem, mas no qual eles encontram dificuldades para sobreviver e se reproduzir.

Armazenamento de solo A remoção e o armazenamento de curto prazo do solo a ser substituído ou reutilizado em outros lugares, no local, ou em outro projeto com o objetivo de manter o banco de sementes.

Bacia hidrográfica A área que drena para um corpo d'água comum, como um córrego, lago, estuário, pantanal ou aquífero, e, de lá, para o oceano mais próximo.

- Banco de sementes do solo** Estoque de sementes viáveis, esporos e outros propágulos vegetais no solo. A longevidade de um banco de sementes varia de um ou alguns anos a várias décadas ou mais, dependendo das espécies envolvidas.
- Barragens de controle** Pequena barragem baixa ou obstrução ao longo de um pequeno córrego, destinada a diminuir o fluxo de água e aumentar a profundidade.
- Barreira de contenção** (de água) Estruturas feitas pelo homem construídas ao longo de trilhas ou estradas para diminuir e redirecionar o fluxo de água e reduzir a erosão.
- Biodiversidade** A variabilidade entre organismos vivos de todas as origens, incluindo organismos terrestres, marinhos e de outros ecossistemas aquáticos, e complexos ecológicos dos quais fazem parte; isso inclui a diversidade dentro das espécies, entre espécies diferentes e entre ecossistemas.
- Biorremediação** O uso de organismos vivos para tratar resíduos tóxicos ou remediar solo, água ou ar contaminados.
- Biótico, biota** Os componentes vivos de um ecossistema, incluindo os animais e plantas, fungos, bactérias e outras formas de vida, desde seres microscópicos até os macroscópicos.
- Boas práticas de manejo** Uma prática, ou combinação de práticas, que são meios eficazes e práticos de se prevenir ou se reduzir a quantidade de poluição gerada por fontes difusas a um nível compatível com as metas de qualidade da água. Às vezes usado de forma mais ampla para se referir a conjuntos de práticas para representar as melhores práticas atuais em qualquer área de manejo ou restauração.
- Canalização** Retificação de rios para criar hidrovias mais navegáveis e, quando acompanhados de aprofundamento de canais e diques, para controlar enchentes.
- Cerca-viva** Linhas de arbustos ou árvores adensadas na borda de campos agrícolas, que muitas vezes servem como limites entre propriedades, facilitam a circulação de alguns animais, e servem como filtros para a água.
- Ciclagem** A transferência de recursos entre partes de um ecossistema como água, nutrientes e outros elementos que são fundamentais para todos os outros processos ecossistêmicos.
- Compactação do solo** Uma forma de *degradação* do solo na qual as partículas do solo são pressionadas em um volume menor, resultando em menos espaço porosos para ar ou água, diminuição da infiltração de água e aumento do escoamento superficial.

- Compensação ambiental** A restauração ou proteção de *ecossistemas* ou *hábitats* por terceiros, que podem ser vendidos a um grupo para compensar danos futuros a um ecossistema ou perda de hábitat para uma ou mais *espécies ameaçadas*.
- Competir/competição/competidores** Uma interação mutuamente negativa entre dois organismos que compartilham os mesmos recursos.
- Composição da comunidade** A variedade de organismos dentro de um ecossistema.
- Conectividade da paisagem** O grau em que a configuração das feições em uma paisagem facilita ou impede o movimento de organismos entre manchas de *hábitat*.
- Conhecimento ecológico local** Conhecimento, práticas e crenças que dizem respeito às relações ecológicas que são adquiridas por meio da extensiva observação pessoal e interação com os ecossistemas locais, e compartilhadas localmente entre os usuários dos recursos.
- Conhecimento ecológico tradicional** Conhecimentos e práticas passados de geração em geração mantidas por fortes memórias culturais, sensibilidade à mudança, e valores que incluem reciprocidade.
- Controle biológico** A introdução de um herbívoro, predador ou patógeno para controlar a população de um organismo alvo indesejado. Vários testes são necessários para se garantir a especificidade do hospedeiro antes que o agente de controle biológico seja liberado.
- Corredeiras** A porção rasa e rochosa de um córrego ou rio, sobre a qual a água normalmente passa rapidamente. Essas áreas são biologicamente importantes para a aeração da água e alimentação da fauna.
- Corredores ecológicos** Faixas de hábitat que conectam e permitem o movimento de espécies vegetais e animais entre áreas de hábitat isoladas.
- Crostras biológicas do solo** Comunidades de fungos, líquens, cianobactérias, briófitas e algas que formam uma crosta na superfície do solo em alguns sistemas áridos. As crostas do solo ajudam na produção primária, na fixação de nitrogênio e na estabilização do solo.
- Custo de oportunidade** O ganho econômico potencial perdido que ocorre quando uma área de restauração ou certos recursos fornecidos pelo sítio não são utilizados para atividades de geração de renda.
- Degradação** (de um ecossistema) Um nível de impacto humano deletério para os ecossistemas que resulta na perda de biodiversidade e simplificação ou perturbação de sua composição, estrutura e funcionamento, e que geralmente leva a uma redução no fluxo de bens e serviços ecossistêmicos.

Depósito aluvial (ou *banco de areia*) Banco de sedimentos depositados que se formam ao longo da borda de um braço sinuoso de um rio ou córrego, muitas vezes formando uma área aberta, semelhante à uma praia.

Depressão endogâmica O processo pelo qual genes deletérios se acumulam na prole de organismos com a mesma composição genética, resultando em menor probabilidade de sobrevivência e reprodução.

Dique Bordas reforçadas ao longo de um córrego ou rio, projetado para conter água durante eventos de alta vazão. Diques podem ser feitos de materiais naturais ou artificiais.

Distúrbios Eventos ou atividades naturais ou humanas que alterem a estrutura, a composição das espécies e/ou o funcionamento de um ecossistema. Os distúrbios podem ser benéficos ou deletérios, dependendo de seu tipo, intensidade, escala e frequência em relação às adaptações de determinados organismos.

Diversidade genética É a medida das características genéticas (ou genótipos) e suas abundâncias relativas dentro de uma população de organismos.

Dormência de semente O processo fisiológico pelo qual as sementes não germinarão, mesmo quando expostas a condições favoráveis, devido a mecanismos químicos, físicos ou outros, que previnem a germinação, até que sejam aplicadas técnicas específicas.

Ecologia da restauração O ramo da ciência que fornece conceitos, modelos, métodos e ferramentas para a prática da *restauração ecológica*. Também se beneficia da observação direta e da participação na prática da restauração.

Ecótipo Um subconjunto geneticamente e geralmente fisiologicamente ou morfológicamente distinto de populações dentro de uma espécie que fornece aos seus organismos uma vantagem adaptativa para uma localidade e suas condições ambientais particulares.

Ecossistema Um conjunto de pequena ou larga escala de componentes bióticos e abióticos em corpos d'água e em terra em que os componentes interagem para formar complexas teias alimentares, ciclos de nutrientes e fluxos de energia.

Ecossistemas culturais tradicionais Ecossistemas que se desenvolveram sob a influência conjunta dos processos naturais e da organização imposta pelo homem para ter a *composição da comunidade*, a *estrutura do ecossistema* e os *processos ecossistêmicos* mais úteis à exploração humana. Os exemplos de ecossistemas nativos considerados de alta qualidade podem servir como *modelos de referência* para *restauração ecológica*, enquanto outros convertidos principalmente em plantios de *espécies exóticas* ou que foram de outra

forma modificados em relação ao ecossistema cultural tradicional não funcionam como modelos de referência.

Ecossistemas novos Agrupamentos não-históricos de espécies ou agrupamentos de novas espécies (ou seja, combinações de espécies e abundâncias relativas que não foram observadas na história humana recente) devido a mudanças ambientais antropogênicas, conversão do uso da terra, invasões e extinções de espécies, ou uma combinação desses fatores.

Erradicação Remoção de todos os indivíduos e propágulos de uma espécie invasora.

Escada de peixe (ou *escada passa-peixe*) É uma série de piscinas construídas como degraus para permitir que os peixes contornem uma represa.

Escarificação (de sementes) O processo de quebra química ou mecânica da camada protetora de sementes por meios químicos (por exemplo, de tratamento ácido) ou mecânico (por exemplo, por abrasão ou corte) para aumentar a taxa de germinação de sementes de determinadas espécies de plantas.

Espécies-alvo Espécies escolhidas como foco para ações de restauração ou conservação.

Espécies ameaçadas Espécies com populações em declínio que requerem ações de conservação e restauração para persistir. Aqui, o termo é usado para se referir a ambas as espécies que têm ou não têm proteção legal sob a legislação de *espécies ameaçadas de extinção* de alguns países.

Espécies ameaçadas de extinção Espécies vegetais e animais consideradas sob alto risco de extinção. Muitos países e governos locais adotaram suas próprias definições legais para listar e proteger tais espécies.

Espécies exóticas (ou *espécies alienígenas*) Espécies que não são originárias de uma determinada região e que chegaram lá pelo transporte recente (direto ou indireto) feito por humanos.

Espécies invasoras Espécies que se espalham rapidamente e têm a capacidade de dominar os habitats disponíveis em detrimento de *espécies nativas*, *processos ecossistêmicos* e *serviços ecossistêmicos*. Espécies invasoras são principalmente exóticas, mas o termo às vezes é usado para se referir a espécies nativas agressivas em que a população está crescendo rapidamente devido a impactos antropogênicos.

Espécies nativas Espécies consideradas originárias de uma determinada região ou que chegaram lá sem o transporte recente (direto ou indireto) por humanos. Existe um debate sobre como definir esse termo precisamente.

Espécies vegetais fixadoras de nitrogênio A fixação de nitrogênio é o processo pelo qual bactérias mutualistas convertem nitrogênio atmosférico a uma forma absorvida pelas plantas. Algumas plantas associam-se por *mutualismo* a bactérias fixadoras de nitrogênio, como muitos membros da família do feijão (Fabaceae), e um pequeno número de outras famílias de plantas.

Estados alternativos Estados alternativos dos ecossistemas e condições ambientais que podem persistir em uma determinada extensão espacial e escala temporal. A probabilidade e o número de estados alternativos associados a um dado ecossistema variam.

Estocasticidade ambiental Variação aleatória nos processos naturais que ocorrem no ambiente, como variação na precipitação, temperatura, fluxo de água ou distúrbios naturais como incêndio ou inundações.

Estoque de carbono (ou *estocagem de carbono*) A captura e o armazenamento de longo prazo do dióxido de carbono atmosférico, tipicamente via acúmulo de biomassa por meio da fotossíntese, crescimento da vegetação e acúmulo de matéria orgânica do solo. Isso pode ocorrer naturalmente ou ser o resultado de ações voltadas a reduzir as causas das mudanças climáticas.

Estratificação térmica (de sementes) O processo de quebra da dormência expõe sementes a temperaturas frias por várias semanas ou meses antes da semeadura.

Estrutura do ecossistema Refere-se à organização física de um sistema ecológico incluindo densidade, estratificação e distribuição de organismos (suas populações, tamanho do hábitat e complexidade), estrutura do dossel e padrão de fragmentos de hábitat, bem como elementos abióticos.

Eutrofização Um excesso de nutrientes em um ecossistema, frequentemente causado pelo enriquecimento antropogênico das águas, mais comumente de fósforo, acima de seus níveis naturais ou históricos. É particularmente evidente em lagos rasos e estuários.

Externalidade Efeito colateral ou consequência de uma atividade industrial ou comercial que afeta outras partes, mas não se reflete no custo dos bens ou serviços produzidos.

Extinção É o término de qualquer linhagem de organismos, de subespécies a espécies e categorias taxonômicas mais elevadas de gêneros a filos.

Extirpação Diz-se quando uma espécie não existe mais dentro de uma determinada localidade geográfica, mas ainda existe em outro lugar.

Facilitar/facilitação (ou *comensalismo*) É uma interação entre espécies, na qual uma espécie beneficia-se e a outra não se beneficia nem é prejudicada.

- Florestas ripárias** Faixas estreitas de vegetação adjacentes a áreas úmidas ou rios que servem para filtrar sedimentos e poluentes de áreas próximas, além de fornecer serviços de proteção contra enchentes e servirem de habitat ripário.
- Fluxo gênico** É a troca de material genético entre organismos individuais que mantém a diversidade genética da população ou *metapopulação* de uma espécie. O fluxo gênico pode ser limitado por vetores de dispersão e por barreiras topográficas, como montanhas e rios. Em paisagens fragmentadas, pode ser limitado pela separação de habitats remanescentes.
- Função ecossistêmica** Veja *processos ecossistêmicos*.
- Galeria** (de água) Um túnel ou canal que carrega um córrego sob uma via, estrada ou outra obstrução que de outra forma interromperia o fluxo de água.
- Gestores de recursos naturais** Indivíduos responsáveis pela gestão de recursos terrestres ou hídricos para que sejam conservados para as gerações futuras.
- Gradagem** (ou *aragem/subsolagem/revolvimento do solo*) Quebrar mecanicamente a superfície do solo com lâminas em forma de gancho para reduzir a compactação do solo e aumentar a infiltração de água.
- Gradiente ambiental** Uma mudança gradual nas condições abióticas através do espaço ou do tempo. Os gradientes ambientais podem estar relacionados a altitude, temperatura, profundidade do solo ou da água, proximidade do oceano, salinidade, umidade do solo ou outros fatores abióticos.
- Habitat** O ambiente natural (incluindo condições abióticas e bióticas específicas) em que uma espécie cresce ou vive.
- Heterogeneidade espacial** A distribuição irregular ou desigual de recursos e espécies dentro de uma área de restauração, bacia hidrográfica ou região. A heterogeneidade espacial em pequena escala é típica de muitos ecossistemas naturais.
- Hidrologia** O estudo científico das águas acima e abaixo das superfícies da Terra; sua ocorrência, circulação e distribuição, tanto no tempo quanto no espaço; suas propriedades biológicas, químicas e físicas; e sua reação ao ambiente, incluindo sua relação com os seres vivos.
- Hidroperíodo** A profundidade, duração, frequência e sazonalidade dos níveis de água em áreas úmidas.
- Hidrosseadura** O uso de água ou outros líquidos para misturar sementes e pulverizar sobre o local desejado de semeadura.
- Intemperismo** Decomposição das rochas na superfície da Terra por vários processos físicos, químicos e biológicos.

Inundação A inundação de uma área de terra, temporariamente ou permanentemente.

Inventário inicial Uma descrição dos elementos bióticos e abióticos atuais de um local antes da *restauração ecológica*, incluindo seus atributos de composição, estrutura e funcionamento. O inventário é implementado no início da etapa de planejamento da restauração, juntamente com o desenvolvimento de um *modelo de referência*, para embasar o planejamento incluindo *metas* de restauração, *objetivos* mensuráveis e prescrições de manejo.

Manejo (de um ecossistema) Uma ampla categorização que pode abranger manutenção e reparo de ecossistemas, incluindo restauração.

Manejo adaptativo Um processo contínuo que visa à melhoria de práticas de manejo, em que se aplica conhecimentos adquiridos por meio da avaliação de práticas previamente empregadas para melhorar projetos atuais e futuros. A prática de revisar as decisões de manejo e as revisar à luz de novas informações.

Manejo integrado de pragas Estratégia baseada em ecossistemas, com foco na prevenção a longo prazo de *espécies invasoras* e os danos causados por elas, por meio de uma combinação de técnicas como remoção física da espécie, controle biológico e manipulação de hábitat. Os métodos de controle químico são usados somente após o monitoramento indicar que são necessários, de acordo com as diretrizes estabelecidas, e são selecionados e aplicados de forma a minimizar riscos à saúde humana, aos organismos benéficos, a não-alvos e ao meio ambiente.

Manutenção de ecossistemas As atividades contínuas, aplicadas após recuperação total ou parcial, que visam a neutralizar processos de degradação ecológica e a manter os atributos de um ecossistema. É provável que mais manutenção seja necessária em locais restaurados onde persistem níveis mais altos de ameaças, em comparação a locais onde as ameaças foram controladas.

Matéria orgânica Reservatório de compostos orgânicos (à base de carbono) do solo, geralmente formado através de processos de decomposição.

Medidas compensatórias (ou *compensação*) Medidas exigidas por órgãos governamentais, ou acordos internacionais, para obter permissão para projetos de desenvolvimento que causem danos ambientais inevitáveis. Essas medidas visam compensar os danos ou destruição causados a um local ou a um ecossistema, expandindo as áreas protegidas existentes ou realizando reabilitação ecológica, restauração ecológica ou criação de hábitat, muitas vezes em uma área diferente de onde os danos ocorrem.

Meta (ou *objetivo final*) Resultados ecológicos e sociais que se pretendem alcançar em um projeto de restauração.

Metapopulação Um conjunto de subpopulações parcialmente isoladas de uma determinada espécie. A sobrevivência a longo prazo da espécie depende de um equilíbrio dinâmico entre *extinções* locais e recolonizações.

Método de espécies estruturantes Uma estratégia de restauração ecológica que envolve a reintrodução de um número mínimo de espécies necessárias para restabelecer a estrutura e os processos de um ecossistema e permitir a recolonização por outras espécies advindas de áreas adjacentes. Nos ecossistemas florestais, muitas vezes, combina-se o plantio de várias espécies que atraem a fauna e pertencem a diferentes estágios sucessionais.

Micorriza Tipo de fungo que faz associação mutualista com a raiz de um vegetal. O fungo extrai carboidrato da raiz, aumentando a absorção de fósforo, outros nutrientes minerais e água para a planta.

Microsítio Uma pequena parte de um *ecossistema* com um conjunto único de características e condições que difere significativamente de seu entorno imediato, geralmente em uma pequena escala (metro a centímetro).

Mitigação Uma série de ações tomadas para se minimizar os danos ambientais de uma obra ou uma ameaça à uma *espécie ameaçada*. As etapas potenciais envolvidas na mitigação incluem evitar alternativas do projeto que seriam particularmente prejudiciais, modificando o projeto para minimizar impactos negativos, na medida do possível, e compensar impactos que não podem ser evitados por meio de *medidas compensatórias*. No contexto das mudanças climáticas, refere-se à redução das emissões e estabilização dos níveis de gases de efeito na atmosfera.

Modelo de referência (também *ecossistema de referência*) Ecossistema nativo que serve como modelo para a restauração ecológica, que é indicado por diversas fontes, muitas vezes incluindo uma ou várias *áreas de referência*. Um modelo de referência geralmente representa uma versão não-degradada do ecossistema completo com suas biotas, elementos abióticos, processos e estados sucessionais que teriam existido no local de restauração se a degradação não tivesse ocorrido -, mas ajustado para considerar condições ambientais alteradas ou previstas.

Monitoramento A coleta sistemática e ordenada de dados ao longo de um período, a fim de avaliar se os *objetivos* do projeto foram alcançados.

Monitoramento de vigilância Monitorar com o objetivo explícito de observar mudanças e detectar problemas inesperados, em vez de avaliar se um objetivo específico foi alcançado.

Mutualismo Interação mutuamente benéfica entre espécies, tais como a dispersão de sementes pela fauna e a associação de *micorrizas*.

Objetivos (ou *critérios de desempenho*) Resultados específicos necessários para alcançar metas relativas a quaisquer porções distintas dentro de um sítio. Os objetivos são indicados em termos de *parâmetros* mensuráveis e quantificáveis para poder avaliar se estão sendo alcançados dentro de um tempo determinado.

Pagamentos por serviços ambientais Pagamentos a agricultores ou proprietários de terras para gerenciarem suas terras de forma a proverem um ou *serviços ecossistêmicos*.

Parâmetro Variável monitorada para determinar se os *objetivos* do projeto foram atingidos.

Partes interessadas Todas as pessoas e organizações envolvidas ou afetadas por uma ação ou política e podem ser incluídas direta ou indiretamente no processo de tomada de decisão; no planejamento de restauração, as partes interessadas normalmente incluem representantes do governo, empresas, organizações não-governamentais, cientistas, donos de terras e usuários locais de recursos naturais.

Planta-berçário Uma planta que *facilita* o estabelecimento de outras plantas por diversos mecanismos, como a atração de dispersores de sementes, o aumento da disponibilidade de nutrientes e/ou amenização de condições microclimáticas estressantes.

Poluentes de fontes difusas Poluentes que entram na água, ar ou solo por fontes difusas, como o caso do excesso de fertilizantes provenientes de campos agrícolas entrando em um rio.

Poluentes de fontes pontuais Poluentes que entram na água, ar ou solo a partir de um único ponto. Exemplos incluem chaminés ou drenos de águas residuais de fábricas.

Processo ecossistêmico (ou *funcionamento do ecossistema*) Uma característica intrínseca do ecossistema por meio da qual um ecossistema mantém sua integridade. Os processos ecossistêmicos incluem decomposição, produção, ciclagem de nutrientes e propriedades emergentes resultantes de interações entre espécies, tais como competição, dispersão de sementes por animais e relações mutualistas. Alguns processos ecossistêmicos podem fornecer *serviços ecossistêmicos* e bens aos seres humanos.

Produtividade É a taxa de produção de biomassa de um ecossistema, gerada pelo crescimento e a reprodução de plantas e animais.

Propagação vegetativa Cultivo de novas plantas usando partes vegetativas, como galhos, caules e raízes de outra planta.

Propágulo Qualquer material que funcione na propagação de um organismo (por exemplo, ovo, semente ou material clonal). Os propágulos são produzidos por plantas, fungos, bactérias e animais.

Reabilitação Ações que visam restabelecer um nível de funcionalidade ecossistêmica onde o objetivo não é a *restauração ecológica*, mas sim a *provisão de serviços ecossistêmicos*.

Reconstrução Veja *restauração ativa*.

Recrutamento Produção de uma geração subsequente de organismos. Isso não é medido apenas pelo número de novos organismos (por exemplo, nem todos os filhotes ou mudas), mas pelo número dos que sobrevivem como indivíduos independentes na população.

Recuperação O processo pelo qual um ecossistema recupera sua *composição, estrutura e processos* em relação aos níveis identificados para o *ecossistema* de referência. Geralmente, segue uma sequência de desenvolvimento denominada *trajetória*. As ações de restauração visam auxiliar o processo de recuperação.

Recuperação ambiental Reabilitar terras severamente degradadas (por exemplo, antigas minas ou terrenos baldios) para cultivo ou para um estado adequado para algum uso humano. Não há necessariamente qualquer modelo de referência nativo definido ou utilizado; em vez disso, dá-se ênfase ao retorno da área a uma condição ou trajetória útil, de uma perspectiva antropocêntrica, que forneça os serviços ecossistêmicos desejados.

Reflorestamento Plantio de árvores em áreas que eram florestadas antes. As espécies utilizadas podem ou não ser nativas. Essa intervenção pode ser realizada como parte da atividade de restauração florestal de longo prazo, ou para usos específicos, como o cultivo de árvores, estoque de carbono ou uso agroflorestal.

Refúgios Áreas em que uma população de organismos pode sobreviver durante um período de condições desfavoráveis. Muitas vezes usado no contexto das mudanças climáticas.

Regeneração Veja *regeneração natural* ou *regeneração assistida*.

Regeneração assistida Uma abordagem para restauração que foca em desencadear ativamente qualquer potencial de *regeneração natural* da biota remanescente no local ou nas proximidades, o que é diferente de reintroduzir a biota no local ou deixar o local regenerar-se naturalmente. Embora essa abordagem seja tipicamente aplicada a locais com grau de degradação baixo ou intermediário, alguns locais altamente degradados provaram ser capazes de se recuperar via regeneração assistida, dado o manejo adequado e tempo

suficiente. As intervenções incluem a eliminação de pragas, o manejo do regime de distúrbios e a instalação de recursos para estimular a colonização imediata.

Regeneração natural (ou *regeneração espontânea, restauração passiva*) Abordagem de restauração que se baseia em incrementos espontâneos na biota sem reintrodução direta após a remoção de fatores de degradação, distinta da *regeneração natural assistida* ou da *restauração ativa*.

Regime de distúrbios O padrão, frequência, tempo ou ocorrência de eventos de distúrbio que são característicos de um ecossistema ao longo de um período.

Regime hídrico O tempo relacionado e a magnitude dos padrões de fluxo de água em sistemas aquáticos.

Regras de montagem Um conjunto de princípios ou teorias que descrevem o desenvolvimento de comunidades biológicas a partir de um conjunto regional maior de espécies potenciais. As teorias da montagem do ecossistema mudaram consideravelmente ao longo do tempo e os biólogos, agora, entendem que tanto filtros ambientais quanto interações *bióticas* e processos estocásticos desempenham um papel no ecossistema.

Reintrodução Retornar a biota para uma área onde ela ocorria anteriormente.

Reintrodução assistida Soltura de animais, porém com tempo e apoio para que os mesmos sejam condicionados a um novo local (por exemplo, mantendo-os em viveiros no local por um período, fornecendo comida por um tempo depois de terem sido soltos).

Reintrodução não-assistida Soltura de populações selvagens, ou de cativeiro, na natureza, sem treinamento prévio ou exposição às condições do campo.

Relevo Característica física natural da superfície da Terra.

Renaturalização Restauração de uma área ao seu estado não-cultivado ou "selvagem". Usada especialmente em relação à reintrodução de espécies de animais silvestres, que foram removidas ou exterminadas, a fim de restaurar os processos que dependem delas (por exemplo, dispersão de sementes, pastagem).

Reprodução em cativeiro Manutenção de populações de animais em cativeiro, como em zoológicos ou dentro de reservas, para fins de reprodução para aumentar suas populações e fornecer indivíduos para projetos de reintrodução.

Restauração Veja *restauração ecológica*.

Restauração ativa (ou *reconstrução*) Uma abordagem de restauração em que há ampla intervenção humana para influenciar a taxa e a *trajetória* de recuperação, e em que a colonização da biota é em grande parte ou inteiramente dependente da ação humana.

- Restauração ecológica** (ou *restauração de ecossistemas*) O processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído.
- Restauração florestal e da paisagem** É um processo planejado que visa recuperar a funcionalidade ecológica e melhorar o bem-estar humano em paisagens desmatadas ou degradadas.
- Restauração passiva** Veja *regeneração natural*.
- Restaurador** Indivíduo que aplica seus conhecimentos e habilidades práticas para planejar, implementar e monitorar ações de restauração ecológica.
- Revegetação** Estabelecimento, por qualquer meio, de plantas em locais (incluindo áreas terrestres, de água doce e marinhas) que podem ou não envolver espécies locais ou nativas.
- Ripária** Refere-se à zona de contato ou interface entre a terra e um corpo d'água superficial que flui; geralmente, um rio.
- Rustificação** (de plantas) O processo de preparação de plantas cultivadas em estufa para o estresse do ambiente natural, submetendo-as a níveis de luz do sol, umidade e temperatura similares às condições de campo.
- Semeadura em sulco** O uso de sulcador para criar depressões rasas nas quais as sementes são depositadas. A semeadura em sulco pode ser seguida pela cobertura das sementes por uma fina camada de solo.
- Serviços ecossistêmicos** As contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano. Eles incluem a produção e manutenção de solo, água e ar limpos, a moderação do clima e doenças, a ciclagem de nutrientes e a polinização, a provisão de uma gama de bens úteis aos seres humanos, e o potencial para a satisfação de valores humanos estéticos, recreacionais, entre outros.
- Síndrome de deslocamento da linha de referência** (ou *amnésia geracional*) O fenômeno por meio do qual cada geração sucessiva assume que o estado biológico diminuído é o normal, em vez de reconhecer que este estado já foi alterado por atividades humanas anteriores.
- Sinuosidade** (de um rio) A medida de quão sinuoso ou curvo é um rio ou córrego, calculada pela distância total percorrida pela água sobre a distância em linha reta entre dois pontos ao longo do percurso.
- Sistema de microcaptação** Uma pequena depressão em uma superfície terrestre projetada para concentrar o escoamento superficial das chuvas, além de nutrientes, detritos e sementes. Frequentemente utilizada na gestão de sistemas áridos e semiáridos.

Subsídio (financeiro) Um benefício financeiro dado a um indivíduo ou a uma empresa, geralmente na forma de um pagamento em dinheiro ou redução de impostos, para promover um certo tipo de atividade econômica (por exemplo, agricultura).

Subsistência Um meio de subsistência compreende as capacidades, ativos (incluindo recursos materiais e sociais) e atividades necessárias como meio de sobrevivência.

Sucessão (ecológica) Padrões de mudança e substituição que ocorrem dentro dos ecossistemas ao longo do tempo em resposta à perturbação ou à falta de perturbação.

Textura do solo Uma medida dos percentuais relativos de partículas de areia, silte e argila em um determinado solo. A textura do solo afeta o movimento da água e do ar através do solo e processos como a *ciclagem* de nutrientes.

Título de garantia ambiental Valor pago por pessoa física ou organização que planeja causar danos ambientais, cujo pagamento visa garantir que o responsável retifique suas ações após a degradação. Esse valor é mantido em uma conta até que o responsável tenha concluído com sucesso o plano de recuperação ou restauração acordado; momento em que é devolvido. Se o plano de recuperação não for concluído, o valor não é devolvido.

Topografia Arranjo e forma das características físicas na superfície da terra, como montanhas, vales e rios.

Trajectoria (ecológica) Curso ou caminho de um ecossistema ao longo do tempo. Pode implicar *degradação*, estabilidade, *regeneração natural*, adaptação às mudanças das condições ambientais ou resposta à restauração ecológica – idealmente, levando à recuperação da *composição da comunidade* e dos *processos ecossistêmicos*.

Translocação O transporte intencional de organismos por humanos para uma parte diferente de uma determinada paisagem terrestre ou ambiente aquático ou para áreas mais distantes. O objetivo é, geralmente, conservar uma espécie, subespécie ou população em extinção.

Vala Uma área baixa de terra que é usada como bacia de captação para aumentar a infiltração da água da chuva e filtrar poluentes.

Valoração contingente Um método de avaliação do valor que uma pessoa atribui a um bem ou serviço, como a restauração de um ecossistema ou espécies, inquirindo indivíduos sobre sua disposição em pagar por esse bem/serviço. Essa abordagem contrasta com o uso exclusivo de valores que podem ser quantificados diretamente em mercados.

Várzea (ou *planície de inundação*) É a porção de terras baixas adjacentes a um rio, tipicamente composta de sedimentos com altos teores de nutrientes e sujeita a inundações regulares na ausência de intervenção humana.

Viabilidade de sementes Sementes viáveis são aquelas capazes de germinar em condições adequadas.

REFERENCES

- Abdullah, MM, RA Feagin, L Musawi, S Whisenant, and S Popescu. 2016. "The use of remote sensing to develop a site history for restoration planning in an arid landscape." *Restoration Ecology* 24:91–99.
- Alexander, CA, F Poulsen, DC Robinson, BO Ma, and RA Luster. 2018. "Improving multi-objective ecological flow management with flexible priorities and turn-taking: A case study from the Sacramento River and Sacramento–San Joaquin Delta." *San Francisco Estuary and Watershed Science* 16 (1): article 2.
- Alexander, JM, and CM D'Antonio. 2003. "Control methods for the removal of French and Scotch Broom tested in coastal California." *Ecological Restoration* 21:191–198.
- Allen, EB, ME Allen, L Egerton-Warburton, L Corkidi, and A Gomez-Pompa. 2003. "Impacts of early- and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, Mexico." *Ecological Applications* 13:1701–1717.
- American Rivers. n.d. "Restoring damaged rivers." Accessed April 3, 2019.
- Aronson, J, S Dhillon, and E Le Floch. 1995. "On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: A reply to Pickett and Parker." *Restoration Ecology* 3:1–3.
- Aronson, J, SJ Milton, and JN Blignaut. 2007. *Restoring Natural Capital*. Washington, DC: Island Press.
- Axelrod, DI. 1985. "Rise of the grassland biome, central North America." *The Botanical Review* 51:163–201.
- Backstrom, AC, GE Garrard, RJ Hobbs, and SA Bekessy. 2018. "Grappling with the social dimensions of novel ecosystems." *Frontiers in Ecology and the Environment* 16:109–117.
- Baer, SG. 2016. "Nutrient dynamics as determinants and outcomes of restoration." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 333–364. Washington, DC: Island Press.
- Bakker, JD, EG Delvin, PW Dunwiddie, and J Firn. 2018. "Staged-scale restoration: Refining adaptive management to improve restoration effectiveness." *Journal of Applied Ecology* 55:1126–1132.

- Banes, GL, BMF Galdikas, and L Vigilant. 2016. "Reintroduction of confiscated and displaced mammals risks outbreeding and introgression in natural populations, as evidenced by orangutans of divergent subspecies." *Scientific Reports* 6: article 22026.
- Barak, RS, AL Hipp, J Cavender-Bares, WD Pearse, SC Hotchkiss, EA Lynch, JC Callaway, R Calcote, and DJ Larkin. 2016. "Taking the long view: Integrating recorded, archeological, paleoecological, and evolutionary data into ecological restoration." *International Journal of Plant Sciences* 177:90–102.
- Bayraktarov, E, MI Saunders, S Abdullah, M Mills, J Beher, HP Possingham, PJ Mumby, and CE Lovelock. 2016. "The cost and feasibility of marine coastal restoration." *Ecological Applications* 26:1055–1074.
- Beck, J, R Carle, D Calleri, and M Hester. 2015. "Año Nuevo State Park seabird conservation and habitat restoration: Report 2015." Accessed April 29, 2019.
- BenDor, TK, A Livengood, TW Lester, A Davis, and L Yonavjak. 2015. "Defining and evaluating the ecological restoration economy." *Restoration Ecology* 23:209–219.
- BenDor, TK, J Sholtes, and MW Doyle. 2009. "Landscape characteristics of a stream and wetland mitigation banking program." *Ecological Applications* 19: 2078–2092.
- Berger, JJ. 1985. *Restoring the Earth*. New York: Knopf.
- Bernhardt, ES, MA Palmer, JD Allan, G Alexander, K Barnas, S Brooks, J Carr, et al. 2005. "Synthesizing US river restoration efforts." *Science* 308:636–637.
- Beschta, RL, and WJ Ripple. 2016. "Riparian vegetation recovery in Yellowstone: The first two decades after wolf reintroduction." *Biological Conservation* 198:93–103.
- Bonner, M. 2017. *Restoration of Soil Microbes and Organic Matter through Tropical Reforestation*. Ph.D. Dissertation: University of Queensland.
- Boonstra, F. 2010. "Leading by example: A comparison of New Zealand's and the United States' invasive species policies." *Connecticut Law Review* 43:1185–1220.
- Bower, AD, B St. Clair, and V Erickson. 2014. "Generalized provisional seed zones for native plants." *Ecological Applications* 24:913–919.
- Boyer, KE, and JB Zedler. 1998. "Effects of nitrogen additions on the vertical structure of a constructed cordgrass marsh." *Ecological Applications* 8:692–705.
- Bradshaw, AD. 1984. "Land restoration: Now and in the future." *Proceedings of the Royal Society of London B* 223:1–23.
- Bradshaw, AD. 1987. "Restoration: An acid test for ecology." In *Restoration Ecology*, edited by WR Jordan, III, M Gilpin and JD Aber, 23–29. Cambridge: Cambridge University Press.

- Bradshaw, AD, and MJ Chadwick. 1980. *The Restoration of Land*. Berkeley: University of California Press.
- Brancalion, PHS, C Bello, RL Chazdon, M Galetti, P Jordano, RAF Lima, A Medina, MA Pizo, and JL Reid. 2018. [“Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests.”](#) *Conservation Letters* 11: article e12454.
- Brancalion, PHS, LC Garcia, R Loyola, RR Rodrigues, VD Pillar, and TM Lewinsohn. 2016. “A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives.” *Natureza & Conservação* 14, Supplement 1:1–15.
- Brancalion, PHS, D Lamb, E Ceccon, D Boucher, J Herbohn, B Strassburg, and DP Edwards. 2017. “Using markets to leverage investment in forest and landscape restoration in the tropics.” *Forest Policy and Economics* 85:103–113.
- Brancalion, PHS, RAG Viani, J Aronson, RR Rodrigues, and AG Nave. 2012. “Improving planting stocks for the Brazilian Atlantic forest restoration through community-based seed harvesting strategies.” *Restoration Ecology* 20:704–711.
- Brancalion, PHS, RAG Viani, BBN Strassburg, and RR Rodrigues. 2012. “Finding the money for tropical forest restoration.” *Unasylva* 63:41–49.
- Breed, MF, MG Stead, KM Ottewell, MG Gardner, and AJ Lowe. 2013. “Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment.” *Conservation Genetics* 14:1–10.
- Bremer, LL, DA Auerbach, JH Goldstein, AL Vogl, D Shemie, T Kroeger, JL Nelson, et al. 2016. “One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership.” *Ecosystem Services* 17:217–236.
- Brierley, GJ, and K Fryirs. 2008. *River Futures*. Washington, DC: Island Press.
- Briske, DD, SD Fuhlendorf, and EE Smeins. 2005. “State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: A synthesis of ecological concepts and perspectives.” *Rangeland Ecology & Management* 58:1–11.
- Britton, JR, RE Gozlan, and GH Copp. 2011. “Managing non-native fish in the environment.” *Fish and Fisheries* 12:256–274.
- Brotons, L, N Aquilué, M de Cáceres, M-J Fortin, and A Fall. 2013. [“How fire history, fire suppression practices and climate change affect wildfire regimes in mediterranean landscapes.”](#) *PLOS One* 8: article e62392.
- Brown, PH, and CL Lant. 1999. “The effect of wetland mitigation banking on the achievement of no-net-loss.” *Environmental Management* 23:333–345.
- Bugosh, N, and E Epp. 2019. “Evaluating sediment production from native and fluvial geomorphic-reclamation watersheds at La Plata Mine.” *CATENA* 174:383–398.

- Cadenasso, ML, STA Pickett, KC Weathers, and CG Jones. 2003. "A framework for a theory of ecological boundaries." *BioScience* 53:750–758.
- Calle, Z, E Murgueitio, J Chará, CH Molina, AF Zuluaga, and A Calle. 2013. "A strategy for scaling-up intensive silvopastoral systems in Colombia." *Journal of Sustainable Forestry* 32:677–693.
- Carbyn, LN, HJ Armbruster, and C Mamo. 1994. "The swift fox reintroduction program in Canada from 1983 to 1992." In *Restoration of Endangered Species: Conceptual Issues, Planning, and Implementation*, edited by ML Bowles and CJ Whelan, 247–271. Cambridge: Cambridge University Press.
- Carey, MP, BL Sanderson, KA Barnas, and JD Olden. 2012. "Native invaders – Challenges for science, management, policy, and society." *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:373–381.
- Cazenave, A, H-B Dieng, B Meyssignac, K von Schuckmann, B Decharme, and E Berthier. 2014. "The rate of sea-level rise." *Nature Climate Change* 4:358–361.
- Center for Invasive Species and Ecosystem Health. n.d. "Early detection and distribution mapping system." Accessed January 24, 2019. <https://www.eddmaps.org/>
- César, RG, KD Holl, VJ Girão, FNA Mello, E Vidal, MC Alves, and PHS Brancalion. 2016. "Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests." *Biological Conservation* 201:309–313.
- Chapman, MG. 1999. "Improving sampling designs for measuring restoration in aquatic habitats." *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6:235–251.
- Chaves, RB, G Durigan, PHS Brancalion, and J Aronson. 2015. "On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: New perspectives from São Paulo state (Brazil)." *Restoration Ecology* 23:754–759.
- Chazdon, RL, and MR Guariguata. 2016. "Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges." *Biotropica* 48:716–730.
- Chechina, M, and A Hamann. 2015. "Choosing species for reforestation in diverse forest communities: Social preference versus ecological suitability." *Ecosphere* 6: article 240.
- Chiquoine, LP, SR Abella, and MA Bowker. 2016. "Rapidly restoring biological soil crusts and ecosystem functions in a severely disturbed desert ecosystem." *Ecological Applications* 26:1260–1272.
- Clewell, AF, and J Aronson. 2006. "Motivations for the restoration of ecosystems." *Conservation Biology* 20:420–428.
- Clewell, AF, and J Aronson. 2013. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Washington, DC: Island Press.
- Cliquet, A. 2017. "International law and policy on restoration." In *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, edited by SK Allison and SD Murphy, 381–400. London: Routledge.

- Collier, N, BJ Austin, CJA Bradshaw, and CR McMahon. 2011. "Turning pests into profits: Introduced buffalo provide multiple benefits to Indigenous people of Northern Australia." *Human Ecology* 39:155–164.
- Collinge, SK, C Ray, and F Gerhardt. 2011. "Long-term dynamics of biotic and abiotic resistance to exotic species invasion in restored vernal pool plant communities." *Ecological Applications* 21:2105–2118.
- Conner, R, DC Rudolph, and JR Walters. 2001. *The Red-Cockaded Woodpecker: Surviving in a Fire-Maintained Ecosystem*. Austin: University of Texas Press.
- Cooke, GD, EB Welch, S Peterson, and SA Nichols 2016. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Boca Raton, FL: CRC press.
- Corbin, JD, and KD Holl. 2012. "Applied nucleation as a forest restoration strategy." *Forest Ecology and Management* 265:37–46.
- Corlett, RT. 2016. "Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world." *Trends in Ecology & Evolution* 31:453–462.
- Costanza, R, and L Cornwell. 1992. "The 4P approach to dealing with scientific uncertainty." *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 34:12–42.
- Craft, C. 2016. *Creating and Restoring Wetlands: From Theory to Practice*. Amsterdam: Elsevier.
- Crivelli, AJ. 1995. "Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean region?" *Biological Conservation* 72:311–319.
- Crowley, SL, S Hinchliffe, and RA McDonald. 2017. "Invasive species management will benefit from social impact assessment." *Journal of Applied Ecology* 54:351–357.
- Crutzen, PJ. 2002. "Geology of mankind." *Nature* 415:23.
- Cuthbert, RJ, AM Taggart, V Prakash, SS Chakraborty, P Deori, T Galligan, M Kulkarni, et al. 2014. "Avian scavengers and the threat from veterinary pharmaceuticals." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 369: article 20130574.
- D'Antonio, CM, E August-Schmidt, and B Fernandez-Going. 2016. "Invasive species and restoration challenges." In *Foundations of Restoration Ecology*, 216–244. Washington, DC: Island Press.
- D'Antonio, CM, and PM Vitousek. 1992. "Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change." *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63–87.
- Danielsen, F, M Skutsch, ND Burgess, PM Jensen, H Andrianandrasana, B Karky, R Lewis, et al. 2011. "At the heart of REDD+: A role for local people in monitoring forests?" *Conservation Letters* 4:158–167.

- Davidson, NC. 2014. "How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area." *Marine and Freshwater Research* 65:934–941.
- Davis, MA, MK Chew, RJ Hobbs, AE Lugo, JJ Ewel, GJ Vermeij, JH Brown, et al. 2011. "Don't judge species on their origins." *Nature* 474:153–154.
- De Groot, RS, J Blignaut, S Van Der Ploeg, J Aronson, T Elmqvist, and J Farley. 2013. "Benefits of investing in ecosystem restoration." *Conservation Biology* 27:1286–1293.
- Derak, M, J Cortina, L Taiqui, and A Aledo. 2018. "A proposed framework for participatory forest restoration in semiarid areas of North Africa." *Restoration Ecology* 26:S18–S25.
- Destro, GFG, P De Marco, and LC Terribile. 2018. "Threats for bird population restoration: A systematic review." *Perspectives in Ecology and Conservation* 16:68–73.
- Ding, H, S Faruqi, A Wu, JC Altamirano, A Anchondo Ortega, M Verdone, R Zamora Cristales, R Chazdon, and W Vergara. 2017. *Roots of Prosperity*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Docker, B, and I Robinson. 2014. "Environmental water management in Australia: Experience from the Murray-Darling Basin." *International Journal of Water Resources Development* 30:164–177.
- Doherty, JM, JF Miller, SG Prellwitz, AM Thompson, SP Loheide, and JB Zedler. 2014. "Hydrologic regimes revealed bundles and tradeoffs among six wetland services." *Ecosystems* 17:1026–1039.
- Doherty, JM, and JB Zedler. 2015. "Increasing substrate heterogeneity as a bet-hedging strategy for restoring wetland vegetation." *Restoration Ecology* 23:15–25.
- Dolan, RW, KA Harris, and M Adler. 2015. "Community involvement to address a long-standing invasive species problem: Aspects of civic ecology in practice." *Ecological Restoration* 33:316–325.
- Dörnhöfer, K, and N Oppelt. 2016. "Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances." *Ecological Indicators* 64:105–122.
- Drexler, JZ, I Woo, CC Fuller, and G Nakai. 2019. "Carbon accumulation and vertical accretion in a restored versus historic salt marsh in southern Puget Sound, Washington, United States." *Restoration Ecology* 27:1117–1127.
- Dudley, TL, and DW Bean. 2012. "Tamarisk biocontrol, endangered species risk and resolution of conflict through riparian restoration." *BioControl* 57:331–347.
- Durigan, G, N Guerin, and J da Costa. 2013. "Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: Motivations, engagement, challenges and perspectives." *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 368: article 20120165.

- East, A. 2017. [“They released 14 wolves in a park. But no one was prepared for this.”](#) Accessed March 27, 2018.
- Egan, D, EE Hjerpe, and J Abrams (eds.). 2011. *Human Dimensions of Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Egan, D, and EA Howell. 2001. *The Historical Ecology Handbook: A Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- ELD Initiative. 2015. [“The value of land: Prosperous lands and positive rewards through sustainable land management.”](#) Accessed November 13, 2018.
- Elliott, S. 2016. “The potential for automating assisted natural regeneration of tropical forest ecosystems.” *Biotropica* 48:825–833.
- Elzinga, CL, DW Salzer, and JW Willoughby. 1998. *Measuring and Monitoring Plant Populations*. Denver: Bureau of Land Management.
- Eschen, R, K Britton, E Brockerhoff, T Burgess, V Dalley, RS Epanchin-Niell, K Gupta, et al. 2015. “International variation in phytosanitary legislation and regulations governing importation of plants for planting.” *Environmental Science & Policy* 51:228–237.
- Evans, K, MR Guariguata, and PHS Brancalion. 2018. “Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration.” *Conservation Biology* 32:525–534.
- Ewers, RM, and RK Didham. 2006. “Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation.” *Biological Reviews* 81:117–142.
- Falk, DA. 2017. “Restoration ecology, resilience, and the axes of change.” *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102:201–216.
- FAO. n.d. [“Agricultural land \(% of land area\).”](#) Accessed November 13, 2018.
- Ferrario, F, MW Beck, CD Storlazzi, F Micheli, CC Shepard, and L Airoidi. 2014. [“The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation.”](#) *Nature Communications* 5: article 3794.
- Ferren, WR, Jr., DM Hubbard, S Wiseman, AK Parikh, and N Gale. 1998. “Review of ten years of vernal pool restoration and creation in Santa Barbara, California.” In *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems: Proceedings from a 1996 Conference*, edited by CW Witham, ET Bauder, D Belk, J Ferren. W. R. and R Ornduff, 206–216. Sacramento, CA: California Native Plant Society.
- Feyera, S, E Beck, and U Lüttge. 2002. “Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of natural tropical forests.” *Trees* 16:245–249.
- Filoso, S, MO Bezerra, KCB Weiss, and MA Palmer. 2017. [“Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review.”](#) *PLOS One* 12: article e0183210.
- Firestone, J, and JJ Corbett. 2005. “Coastal and port environments: International legal and policy responses to reduce ballast water introductions of potentially invasive species.” *Ocean Development & International Law* 36:291–316.

- Fischer, J, and DB Lindenmayer. 2000. "An assessment of the published results of animal relocations." *Biological Conservation* 96:1–11.
- Forman, RTT, and M Godron. 1981. "Patches and structural components for a landscape ecology." *BioScience* 31:733–740.
- Fritts, TH, and GH Rodda. 1998. "The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A case history of Guam." *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:113–140.
- Funk, JL, EE Cleland, KN Suding, and ES Zavaleta. 2008. "Restoration through reassembly: Plant traits and invasion resistance." *Trends in Ecology & Evolution* 23:695–703.
- Galatowitsch, SM, and JB Zedler. 2014. "Wetland restoration." In *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*, edited by DP Batzer and RR Sharitz, 225–260. Berkeley: University of California Press.
- Gann, GD, T McDonald, B Walder, J Aronson, CR Nelson, J Jonson, C Eisenberg, et al. 2019. *International Principles and Standards for the Practice of Ecological Restoration*. Washington, DC: Society for Ecological Restoration.
- Garcia, C. 2017. "[Supporting conservation by playing a game? Seriously.](#)" Accessed November 26, 2018.
- Geist, C, and SM Galatowitsch. 1999. "Reciprocal model for meeting ecological and human needs in restoration projects." *Conservation Biology* 13:970–979.
- Geist, H, W McConnell, EF Lambin, E Moran, D Alves, and T Rudel. 2006. "Causes and trajectories of land-use/cover change." In *Land-use and Land-cover Change*, edited by HJ Geist and EF Lambin, 41–70. Berlin: Springer.
- Gelfenbaum, G, AW Stevens, I Miller, JA Warrick, AS Ogston, and E Eidam. 2015. "Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Coastal geomorphic change." *Geomorphology* 246:649–668.
- Gerard, D. 2000. "The law and economics of reclamation bonds." *Resources Policy* 26:189–197.
- Glenn, EP, PL Nagler, PB Shafroth, and CJ Jarchow. 2017. "Effectiveness of environmental flows for riparian restoration in arid regions: A tale of four rivers." *Ecological Engineering* 106:695–703.
- Gomez-Aparicio, L. 2009. "The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A meta-analysis across life-forms and ecosystems." *Journal of Ecology* 97:1202–1214.
- Goosem, S, and NIG Tucker. 2013. *Repairing the Rainforest*. Cairns: Wet Tropics Management Authority and Biotropica Australia.
- Greco, SE. 1999. *Monitoring Riparian Landscape Change and Modeling Habitat Dynamics of the Yellow-Billed Cuckoo on the Sacramento River, California*. Ph.D. Dissertation: University of California, Davis.
- Greenbelt Movement. n.d. "[Our history.](#)" Accessed November 27, 2018.

- Greene, HC, and JT Curtis. 1950. "Germination studies of Wisconsin prairie plants." *American Midland Naturalist* 39:186–194.
- Greene, HC, and JT Curtis. 1953. "The re-establishment of prairie in the University of Wisconsin Arboretum." *Wild Flower* 29:77–88.
- Griffin, CP. 1998. *Factors Affecting Captive Prairie Chicken Production*. Ph.D. Dissertation: Texas A&M University.
- Griscom, BW, J Adams, PW Ellis, RA Houghton, G Lomax, DA Miteva, WH Schlesinger, et al. 2017. "Natural climate solutions." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114:11645–11650.
- Grootjans, AP, HWT Geelen, AJM Jansen, and EJ Lammerts. 2002. "Restoration of coastal dune slacks in the Netherlands." In *Ecological Restoration of Aquatic and Semi-Aquatic Ecosystems in the Netherlands (NW Europe)*, edited by PH Nienhuis and RD Gulati, 181–203. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Guerrero, AM, L Shoo, G Iacona, RJ Standish, CP Catterall, L Rumpff, K de Bie, et al. 2017. "Using structured decision-making to set restoration objectives when multiple values and preferences exist." *Restoration Ecology* 25:858–865.
- Gulati, RD, LMD Pires, and E van Donk. 2012. "Restoration of freshwater lakes." In *Restoration Ecology*, edited by J Van Andel and J Aronson, 233–247. Malden, MA: Blackwell Publishing.
- Gunn, J. 1995. *Restoration and Recovery of an Industrial Region—Progress in Restoring the Smelter-Damaged Landscape near Sudbury, Canada*. New York: Springer-Verlag.
- Gutierrez, V, and M Keijzer. 2015. "Funding forest landscape restoration using a business-centred approach: An NGO's perspective." *Unasylva* 66:99.
- Hale, R, R Mac Nally, DT Blumstein, and SE Swearer. 2019. "Evaluating where and how habitat restoration is undertaken for animals." *Restoration Ecology* 27: 775–781.
- Hallett, LM, RJ Standish, KB Hulvey, MR Gardener, KN Suding, BM Starzomski, SD Murphy, and JA Harris. 2013. "Towards a conceptual framework for novel ecosystems." In *Novel Ecosystems*, edited by RJ Hobbs, ES Higgs and CM Hall, 17–28. Hoboken, NJ: John Wiley and Sons.
- Hansen, AT, CL Dolph, E Foufoula-Georgiou, and JC Finlay. 2018. "Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale." *Nature Geoscience* 11:127–132.
- Hansson, A, and P Dargusch. 2017. "An estimate of the financial cost of peatland restoration in Indonesia." *Case Studies in the Environment*.
- Havens, K, P Vitt, S Still, AT Kramer, JB Fant, and K Schatz. 2015. "Seed sourcing for restoration in an era of climate change." *Natural Areas Journal* 35:122–133.
- Hawlena, D, D Saltz, Z Abramsky, and A Bouskila. 2010. "Ecological trap for desert lizards caused by anthropogenic changes in habitat structure that favor predator activity." *Conservation Biology* 24:803–809.

- Hedrick, PW, and R Fredrickson. 2010. "Genetic rescue guidelines with examples from Mexican wolves and Florida panthers." *Conservation Genetics* 11:615–626.
- Herman, MR, and AP Nejadhashemi. 2015. "A review of macroinvertebrate- and fish-based stream health indices." *Ecohydrology & Hydrobiology* 15:53–67.
- Herrick, JE, JW Van Zee, K Havstad, LM Burkett, and WG Whitford. 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland and Savanna Ecosystems*. Las Cruces, NM: USDA - ARTS Jornada Experimental Range.
- Higgs, E, DA Falk, A Guerrini, M Hall, J Harris, RJ Hobbs, ST Jackson, JM Rhemtulla, and W Throop. 2014. "The changing role of history in restoration ecology." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12:499–506.
- Hilderbrand, RH, AC Watts, and AM Randle. 2005. "The myths of restoration ecology." *Ecology and Society* 10: article 19.
- Hobbs, RJ, LM Hallett, PR Ehrlich, and HA Mooney. 2011. "Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century." *BioScience* 61:442–450.
- Hobbs, RJ, E Higgs, and JA Harris. 2009. "Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration." *Trends in Ecology & Evolution* 24:599–605.
- Hobbs, RJ, and KN Suding. 2009. *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Hoddle, M. n.d. "Quagga and zebra mussels." Accessed January 2, 2018.
- Holl, KD. 2002a. "Effect of shrubs on tree seedling establishment in abandoned tropical pasture." *Journal of Ecology* 90:179–187.
- Holl, KD. 2002b. "Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA." *Journal of Applied Ecology* 39:960–970
- Holl, KD. 2012. "Tropical forest restoration." In *Restoration Ecology*, edited by J Van Andel and J Aronson, 103–114. Malden, MA: Blackwell Publishing.
- Holl, KD, and TM Aide. 2011. "When and where to actively restore ecosystems?." *Forest Ecology and Management* 261:1558–1563.
- Holl, KD, and J Cairns, Jr. 2002. "Monitoring and appraisal." In *Handbook of Ecological Restoration*, Vol. 1, edited by MR Perrow and AJ Davy, 411–432. Cambridge: Cambridge University Press.
- Holl, KD, EE Crone, and CB Schultz. 2003. "Landscape restoration: Moving from generalities to methodologies." *BioScience* 53:491–502.
- Holl, KD, EA Howard, TM Brown, RG Chan, TS de Silva, ET Mann, JA Russell, and WH Spangler. 2014. "Efficacy of exotic control strategies for restoring coastal prairie grasses." *Invasive Plant Science and Management* 7:590–598.
- Holl, KD, and RD Howarth. 2000. "Paying for restoration." *Restoration Ecology* 8:260–267.

- Holloran, P, A Mackenzie, S Farrell, and D Johnson. 2004. *The Weed Workers Handbook*. Richmond, CA: California Invasive Plant Council.
- Hua, FY, XY Wang, XL Zheng, B Fisher, L Wang, JG Zhu, Y Tang, DW Yu, and DS Wilcove. 2016. "[Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme.](#)" *Nature Communications* 7: article 12717.
- Hüttermann, A, LJB Orikiriza, and H Agaba. 2009. "Application of superabsorbent polymers for improving the ecological chemistry of degraded or polluted lands." *Clean - Soil, Air, Water* 37:517–526.
- Iftekhhar, MS, M Polyakov, D Ansell, F Gibson, and GM Kay. 2017. "How economics can further the success of ecological restoration." *Conservation Biology* 31:261–268.
- International Rivers. 2014. "[The state of the world's rivers.](#)" Accessed May 2, 2018.
- Inyo County Water Department. n.d. "[Lower Owens River project.](#)" Accessed January 8, 2019.
- IPBES. 2018. *Summary for Policymakers of the Assessment Report on Land Degradation and Restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Edited by RJ Scholes, L. Montanarella, E. Brainich, N. Barger, B. ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus, et al. Bonn: IPBES secretariat.
- Island Conservation. 2017. "[Impact report 2016 / 2017.](#)" Accessed March 26, 2018.
- Jankowski, KL, TE Törnqvist, and AM Fernandes. 2017. "[Vulnerability of Louisiana's coastal wetlands to present-day rates of relative sea-level rise.](#)" *Nature Communications* 8: article 14792.
- Jones, HP, ND Holmes, SHM Butchart, BR Tershy, PJ Kappes, I Corkery, A Aguirre-Muñoz, et al. 2016. "Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:4033–4038.
- Jordan, WR, III. 2003. *The Sunflower Forest*. Berkeley: University of California Press.
- Kaiser-Bunbury, CN, J Mougai, AE Whittington, T Valentin, R Gabriel, JM Olsen, and N Blüthgen. 2017. "Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function." *Nature* 542:223–227.
- Kark, S, A Tulloch, A Gordon, T Mazor, N Bunnefeld, and N Levin. 2015. "Cross-boundary collaboration: Key to the conservation puzzle." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 12:12–24.
- Keeley, JE. 2002. "Native American impacts on fire regimes of the California coastal ranges." *Journal of Biogeography* 29:303–320.
- Keeley, JE, and CJ Fotheringham. 1998. "Smoke-induced seed germination in California chaparral." *Ecology* 79:2320–2336.

- Kerr, DW, IB Hogle, BS Ort, and WJ Thornton. 2016. "A review of 15 years of *Spartina* management in the San Francisco Estuary." *Biological Invasions* 18:2247–2266.
- Kimball, S, M Lulow, Q Sorenson, K Balazs, Y-C Fang, SJ Davis, M O'Connell, and TE Huxman. 2015. "Cost-effective ecological restoration." *Restoration Ecology* 23:800–810.
- Klimkowska, A, W Kotowski, R van Diggelen, AP Grootjans, P Dzierza, and K Brzezinska. 2010. "Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer." *Restoration Ecology* 18:924–933.
- Koch, JM. 2007. "Restoring a jarrah forest understorey vegetation after bauxite mining in Western Australia." *Restoration Ecology* 15:S26–S39.
- Koebel, JW, and SG Bousquin. 2014. "The Kissimmee River restoration project and evaluation program, Florida, U.S.A." *Restoration Ecology* 22:345–352.
- Kondolf, GM. 1995. "Five elements for effective evaluation of stream restoration." *Restoration Ecology* 3:133–136.
- Kronvang, B, L Svendsen, A Brookes, K Fisher, B Møller, O Ottosen, M Newson, and D Sear. 1998. "Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, III—Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment and nutrients." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8:209–222.
- Ladouceur, E, B Jiménez-Alfaro, M Marin, M De Vitis, H Abbandonato, PPM Iannetta, C Bonomi, and HW Pritchard. 2018. "[Native seed supply and the restoration species pool.](#)" *Conservation Letters* 11: article e12381.
- Lambin, EF, and P Meyfroidt. 2011. "Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:3465–3472.
- Lande, R. 1993. "Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes." *American Naturalist* 142:911–927.
- Larkin, DJ, GL Bruland, and JB Zedler. 2016. "Heterogeneity theory and ecological restoration." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 271–300. Washington, DC: Island Press.
- Latawiec, AE, BBN Strassburg, PHS Brancalion, RR Rodrigues, and T Gardner. 2015. "Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes." *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:211–218.
- Le Maitre, DC, M Gaertner, E Marchante, E-J Ens, PM Holmes, A Pauchard, PJ O'Farrell, et al. 2011. "Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration." *Diversity and Distributions* 17:1015–1029.
- Leahy, JG, and RR Colwell. 1990. "Microbial degradation of hydrocarbons in the environment." *Microbiological Reviews* 54:305–315.

- Lees, AC, and CA Peres. 2008. "Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals." *Conservation Biology* 22:439–449.
- Lindell, CA. 2008. "The value of animal behavior in evaluations of restoration success." *Restoration Ecology* 16:197–203.
- Lindenmayer, DB, and GE Likens. 2018. *Effective Ecological Monitoring*. London: Earthscan.
- Locatelli, B, CP Catterall, P Imbach, C Kumar, R Lasco, E Marin-Spiotta, B Mercer, et al. 2015. "Tropical reforestation and climate change: Beyond carbon." *Restoration Ecology* 23:337–343.
- Lockwood, JL, and SL Pimm. 1999. "When does restoration succeed?" In *Ecological Assembly Rules*, edited by E Weiher and P Keddy, 363–392. Cambridge: Cambridge University Press.
- Lopes-Fernandes, M, C Espírito-Santo, and A Frazão-Moreira. 2018. "The return of the Iberian lynx to Portugal: Local voices." *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 14:3.
- Louda, SM, and CW O'Brien. 2002. "Unexpected ecological effects of distributing the exotic weevil." *Conservation Biology* 16:717–727.
- MacArthur, RH, and EO Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Maheshwari, A, N Midha, and A Cherukupalli. 2014. "Participatory rural appraisal and compensation intervention: Challenges and protocols while managing large carnivore–human conflict." *Human Dimensions of Wildlife* 19:62–71.
- Mamun, A-A. 2010. "Understanding the value of local ecological knowledge and practices for habitat restoration in human-altered floodplain systems: A case from Bangladesh." *Environmental Management* 45:922–938.
- Mansourian, S. 2017. "Governance and restoration." In *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*, edited by SK Allison and SD Murphy, 401–413. London: Routledge.
- Marin-Spiotta, E, and R Ostertag. 2016. "Recovery of ecosystem processes: Carbon and energy flows in restored wetlands, grassland, and forests." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 365–394. Washington, DC: Island Press.
- Maron, M, CD Ives, H Kujala, JW Bull, FJF Maseyk, S Bekessy, A Gordon, et al. 2016. "Taming a wicked problem: Resolving controversies in biodiversity offsetting." *BioScience* 66:489–498.
- Marsh, LL, DR Porter, and DA Slaveson. 1996. *Mitigation banking: Theory and Practice*. Washington, DC: Island Press.

- Martin, DM, and JE Lyons. 2018. "Monitoring the social benefits of ecological restoration." *Restoration Ecology* 26:1045–1050.
- Maschinski, J, and KE Haskins. 2012. *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Washington, DC: Island Press.
- Matzek, V, C Puleston, and J Gunn. 2015. "Can carbon credits fund riparian forest restoration?". *Restoration Ecology* 23:7–14.
- May, J, RJ Hobbs, and LE Valentine. 2017. "Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia." *Biological Conservation* 206:249–257.
- Mazaika, K. 2004. "The Mono Lake case." In *Braving the Currents: Evaluating Environmental Conflict Resolution in the River Basins of the American West*, edited by TP d'Estrée and BG Colby, 71–105. New York: Springer US.
- McAlpine, C, CP Catterall, R Mac Nally, D Lindenmayer, JL Reid, KD Holl, AF Bennett, et al. 2016. "Integrating plant- and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity." *Frontiers in Ecology and the Environment* 14:37–45.
- McCallum, KP, AJ Lowe, MF Breed, and DC Paton. 2018. "Spatially designed revegetation—Why the spatial arrangement of plants should be as important to revegetation as they are to natural systems." *Restoration Ecology* 26:446–455.
- McCrackin, ML, HP Jones, PC Jones, and D Moreno-Mateos. 2017. "Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis." *Limnology and Oceanography* 62:507–518.
- McIntire, EJB, CB Schultz, and EE Crone. 2007. "Designing a network for butterfly habitat restoration: Where individuals, populations and landscapes interact." *Journal of Applied Ecology* 44:725–736.
- Meli, P, M Martínez-Ramos, JM Rey-Benayas, and J Carabias. 2014. "Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration." *Applied Vegetation Science* 17:744–753.
- Melis, TS, J Korman, and TA Kennedy. 2012. "Abiotic & biotic responses of the Colorado River to controlled floods at Glen Canyon Dam, Arizona, USA." *River Research and Applications* 28:764–776.
- Mendenhall, CD, CH Sekercioglu, FO Brenes, PR Ehrlich, and GC Daily. 2011. "Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:16313–16316.
- Meretsky, VJ, DL Wegner, and LE Stevens. 2000. "Balancing endangered species and ecosystems: A case study of adaptive management in Grand Canyon." *Environmental Management* 25:579–586.
- Merkel, FR. 2010. "Evidence of recent population recovery in common eiders breeding in western Greenland." *Journal of Wildlife Management* 74:1869–1874.

- Metzger, JP, and PHS Brancalion. 2016. "Landscape ecology and restoration processes." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 90–120. Washington, DC: Island Press.
- Michener, WK. 1997. "Quantatively evaluating restoration experiments: Research design, statistical analysis, and data management considerations." *Restoration Ecology* 5:324–337.
- Middleton, EL, and JD Bever. 2012. "Inoculation with a native soil community advances succession in a grassland restoration." *Restoration Ecology* 20:218–226.
- Millar, CI, and LB Brubaker. 2006. "Climate change and paleoecology: New contexts for restoration ecology." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by DA Falk, MA Palmer and JB Zedler, 315–340. Washington, DC: Island Press.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2015. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Montalvo, A, and N Ellstrand. 2000. "Transplantation of the subshrub *Lotus scoparius*: Testing the home-site advantage hypothesis." *Conservation Biology* 14:1034–1045.
- Moody, ME, and RN Mack. 1988. "Controlling the spread of plant invasions: The importance of nascent foci." *Journal of Applied Ecology* 25:1009–1021.
- Moreno-Mateos, D, EB Barbier, PC Jones, HP Jones, J Aronson, JA López-López, ML McCrackin, et al. 2017. "[Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt.](#)" *Nature Communications* 8: article 14163.
- Moreno-Mateos, D, ME Power, FA Comín, and R Yockteng. 2012. "[Structural and functional loss in restored wetland ecosystems.](#)" *PLOS Biology* 10: article e1001247.
- Morrison, MJ. 2009. *Restoring Wildlife*. Washington, DC: Island Press.
- Munshower, FF. 1994. *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Murcia, C, and J Aronson. 2014. "Intelligent tinkering in ecological restoration." *Restoration Ecology* 22:279–283.
- Murcia, C, J Aronson, GH Kattan, D Moreno-Mateos, K Dixon, and D Simberloff. 2014. "A critique of the 'novel ecosystem' concept." *Trends in Ecology & Evolution* 29:548–553.
- Murcia, C, MR Guariguata, Á Andrade, GI Andrade, J Aronson, EM Escobar, A Etter, et al. 2016. "Challenges and prospects for scaling-up ecological restoration to meet international commitments: Colombia as a case study." *Conservation Letters* 9:213–220.
- Murcia, C. 1995. "Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation." *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.

- Narayan, S, MW Beck, BG Reguero, IJ Losada, B van Wesenbeeck, N Pontee, JN Sanchirico, et al. 2016. "The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences." *PLoS One* 11: article e0154735.
- National Research Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems*. Washington, DC: National Academy Press.
- National Research Council. 2001. *Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act*. Washington, DC: National Academy Press.
- Nilsson, C, T Riis, JM Sarneel, and K Svavarsdóttir. 2018. "Ecological restoration as a means of managing inland flood hazards." *BioScience* 68:89–99.
- NJCWRP. n.d. "New Jersey corporate wetlands partnership." Accessed April 24, 2018.
- Norton, DA. 2009. "Species invasions and the limits to restoration: Learning from the New Zealand experience." *Science* 325:569–571.
- Ogutu-Ohwayo, R. 1990. "The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*." *Environmental Biology of Fishes* 27:81–96.
- Osenberg, CW, BM Bolker, J-SS White, CM St. Mary, and JS Shima. 2006. "Statistical issues and study design in ecological restorations: Lessons learned from marine reserves." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by DA Falk, MA Palmer and JB Zedler, 280–302. Washington, DC: Island Press.
- Osland, MJ, NM Enwright, RH Day, CA Gabler, CL Stagg, and JB Grace. 2016. "Beyond just sea-level rise: Considering macroclimatic drivers within coastal wetland vulnerability assessments to climate change." *Global Change Biology* 22:1–11.
- Pagiola, S. 2008. "Payments for environmental services in Costa Rica." *Ecological Economics* 65:712–724.
- Palmer, MA, DA Falk, and JB Zedler. 2006. "Ecological theory and restoration ecology." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by DA Falk, MA Palmer and JB Zedler, 1–10. Washington, DC: Island Press.
- Palmer, MA, KL Hondula, and BJ Koch. 2014. "Ecological restoration of streams and rivers: Shifting strategies and shifting goals." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45:247–269.
- Palmer, MA, and J Ruhl. 2015. "Aligning restoration science and the law to sustain ecological infrastructure for the future." *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:512–519.
- Palmer, MA, JB Zedler, and DA Falk (eds.). 2016. *Foundation of Restoration Ecology*, 2nd edition. Washington, DC: Island Press.
- Parker, VT, and KE Boyer. 2017. "Sea-level rise and climate change impacts on an urbanized Pacific Coast estuary." *Wetlands*.

- Pauly, D. 1995. "Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries." *Trends in Ecology & Evolution* 10:430.
- Perry, D, and G Perry. 2008. "Improving interactions between animal rights groups and conservation biologists." *Conservation Biology* 22:27–35.
- Pilon-Smits, EA, and JL Freeman. 2006. "Environmental cleanup using plants: biotechnological advances and ecological considerations." *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:203–210.
- Pimentel, D, R Zuniga, and D Morrison. 2005. "Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States." *Ecological Economics* 52:273–288.
- Pípalová, I. 2006. "A Review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies." *Journal of Aquatic Plant Management* 44:1–12.
- Pistorius, T, and H Freiberg. 2014. "From target to implementation: Perspectives for the international governance of forest landscape restoration." *Forests* 5:482–497.
- Potts, MD, T Holland, BFN Erasmus, S Arnhold, S Athayde, CJ Carlson, MS Fennessy, et al. 2018. "Chapter 5: Land degradation and restoration associated with changes in ecosystem services and functions, and human well-being and good quality of life." In *The IPBES Assessment Report on Land Degradation and Restoration*, edited by L Montanarella, R Scholes and A Brainich, 341–432. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Prach, K, and R del Moral. 2015. "Passive restoration is often quite effective: Response to Zahawi et al. (2014)." *Restoration Ecology* 23:344–346.
- Pretty, JN, CF Mason, DB Nedwell, RE Hine, S Leaf, and R Dils. 2003. "Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales." *Environmental Science & Technology* 37:201–208.
- Prober, SM, VAJ Doerr, LM Broadhurst, KJ Williams, and F Dickson. 2019. "[Shifting the conservation paradigm: A synthesis of options for renovating nature under climate change.](#)" *Ecological Monographs* 89: article e01333.
- Raddum, GG, A Fjellheim, and BL Skjelkvåle. 2001. "Improvements in water quality and aquatic ecosystems due to reduction in sulphur deposition in Norway." *Water, Air, and Soil Pollution* 130:87–98.
- Reid, JL, ME Fagan, J Lucas, J Slaughter, and RA Zahawi. 2019. "[The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica.](#)" *Conservation Letters* 12: article e12607.
- Rein, FA, M Los Huertos, KD Holl, and JH Langenheim. 2007. "Restoring native grasses as vegetative buffers in a coastal California agricultural landscape." *Madroño* 54:249–257.
- Reitbergen-McCracken, J, S Maginnis, and A Sarre. 2007. *The Forest Landscape Restoration Handbook*. London: Routledge.

- Rey Benayas, JM, and JM Bullock. 2012. "Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land." *Ecosystems* 15:883–899.
- Rey Benayas, JM, and JM Bullock. 2015. "Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes." In *Rewilding European Landscapes*, edited by HM Pereira and LM Navarro, 127–142. London: Springer.
- Rey Benayas, JM, JM Bullock, and AC Newton. 2008. "Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use." *Frontiers in Ecology and Environment* 6:329–336.
- Rey Benayas, JM, AC Newton, A Diaz, and JM Bullock. 2009. "Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis." *Science* 325:1121–1124.
- Rieger, J, J Stanley, and R Traynor. 2014. *Project Planning and Management for Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Riley, AL. 2016. *Restoring Neighborhood Streams*. Washington, DC: Island Press.
- Rodrigues, RR, RAF Lima, S Gandolfi, and AG Nave. 2009. "On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest." *Biological Conservation* 142:1242–1251.
- Roni, P, and T Beechie. 2012. *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Oxford: John Wiley & Sons.
- Rosenzweig, ST, MA Carson, SG Baer, and JM Blair. 2016. "Changes in soil properties, microbial biomass, and fluxes of C and N in soil following post-agricultural grassland restoration." *Applied Soil Ecology* 100:186–194.
- Rosgen, D. 1998. *Applied Stream Geomorphology*. Pagoda Spring, CO: Widland Hydrology.
- Sampaio, AB, KD Holl, and A Scariot. 2007. "Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil?" *Restoration Ecology* 15:462–471.
- Sankaran, M, and TM Anderson. 2009. "Management and restoration in African savannas: Interactions and feedbacks." In *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*, edited by RJ Hobbs and KN Suding, 136–155. Washington, DC: Island Press.
- Schlaepfer, MA, DF Sax, and JD Olden. 2011. "The potential conservation value of non-native species." *Conservation Biology* 25:428–437.
- Schlesinger, WH, and ES Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Amsterdam: Elsevier/Academic Press.
- Schoukens, H, and A Cliquet. 2016. "Biodiversity offsetting and restoration under the European Union Habitats Directive: Balancing between no net loss and deathbed conservation?" *Ecology and Society* 21: article 10.

- Scott, DA, SG Baer, and JM Blair. 2017. "Recovery and relative influence of root, microbial, and structural properties of soil on physically sequestered carbon stocks in restored grassland." *Soil Science Society of America Journal* 81:50–60.
- Seabloom, EW, ET Borer, VL Boucher, RS Burton, KL Cottingham, L Goldwasser, WK Gram, BE Kendall, and F Micheli. 2003. "Competition, seed limitation, disturbance, and reestablishment of California native annual forbs." *Ecological Applications* 13:575–592.
- Seddon, PJ, CJ Griffiths, PS Soorae, and DP Armstrong. 2014. "Reversing defaunation: Restoring species in a changing world." *Science* 345:406–412.
- Shier, DM. 2006. "Effect of family support on the success of translocated black-tailed prairie dogs." *Conservation Biology* 20:1780–1790.
- Shier, DM, and DH Owings. 2006. "Effects of predator training on behavior and post-release survival of captive prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*)." *Biological Conservation* 132:126–135.
- Shono, K, EA Cadaweng, and PB Durst. 2007. "Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands." *Restoration Ecology* 15:620–626.
- Simberloff, D, and LG Abele. 1976. "Island biogeography and conservation practice." *Science* 191:285–286.
- Sims, L, S Tjosvold, D Chambers, and M Garbelotto. 2019. "Control of Phytophthora species in plant stock for habitat restoration through best management practices." *Plant Pathology* 68:196–204.
- Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group (SER). 2004. *The SER Primer on Ecological Restoration*. Washington, DC: Society for Ecology Restoration International.
- Southern California Wetlands Recovery Project. 2018. "[Bolsa Chica wetland restoration](#)." Accessed May 5, 2018.
- Sprague, TA, and HL Bateman. 2018. "Influence of seasonality and gestation on habitat selection by northern Mexican gartersnakes (*Thamnophis eques megalops*)." *PLOS One* 13: article e0191829.
- Stahlheber, KA, and CM D'Antonio. 2013. "Using livestock to manage plant composition: A meta-analysis of grazing in California Mediterranean grasslands." *Biological Conservation* 157:300–308.
- Steensen, DL, and TA Spreiter. 1992. "Watershed rehabilitation in Redwood National Park." In *Achieving Land Use Potential Through Reclamation: Proceedings of the Ninth Annual National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation*, 280–286. Duluth, MN: American Society for Surface Mining and Reclamation.
- Strassburg, BBN, HL Beyer, R Crouzeilles, A Iribarrem, F Barros, MF de Siqueira, A Sánchez-Tapia, et al. 2019. "Strategic approaches to restoring ecosystems

- can triple conservation gains and halve costs." *Nature Ecology & Evolution* 3:62–70.
- Stromberg, JC. 2001. "Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism." *Journal of Arid Environments* 49:17–34.
- Suding, KN, KL Gross, and GR Houseman. 2004. "Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology." *Trends in Ecology & Evolution* 19:46–53.
- Suding, KN, E Higgs, M Palmer, JB Callicott, CB Anderson, M Baker, JJ Gutrich, et al. 2015. "Committing to ecological restoration." *Science* 348:638–640.
- Suding, KN, E Spotswood, D Chapple, E Beller, and K Gross. 2016. "Ecological dynamics and ecological restoration." In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 27–56. Washington, DC: Island Press.
- Swan, KD, JM McPherson, PJ Seddon, and A Moehrensclager. 2016. "Managing marine biodiversity: The rising diversity and prevalence of marine conservation translocations." *Conservation Letters* 9:239–251.
- Swenson, RO, K Whitener, and M Eaton. 2003. "Restoring floods to floodplains: Riparian and floodplain restoration at the Consumnes River Preserve." In *California Riparian Systems: Processes and Floodplains Management, Ecology, and Restoration*, 224–229. Sacramento, CA: Riparian Habitat Joint Venture.
- Tablado, Z, JL Tella, JA Sánchez-Zapata, and F Hiraldo. 2010. "The paradox of the long-term positive effects of a North American crayfish on a European community of predators." *Conservation Biology* 24:1230–1238.
- Taylor, BD, and RL Goldingay. 2012. "Restoring connectivity in landscapes fragmented by major roads: A case study using wooden poles as "stepping stones" for gliding mammals." *Restoration Ecology* 20:671–678.
- Telesetsky, A. 2017. "Eco-restoration, private landowners and overcoming the status quo bias." *Griffith Law Review* 26:248–274.
- Telesetsky, A, A Cliquet, and A Akhtar-Khavari. 2017. *Ecological Restoration in International Environmental Law*. London: Routledge.
- Temperton, VM, A Baasch, P von Gillhaussen, & A Kirmer. 2016. "Assembly theory for restoring ecosystem structure and functioning: Timing is everything?" In *Foundations of Restoration Ecology*, edited by MA Palmer, JB Zedler and DA Falk, 245–270. Washington, DC: Island Press.
- Templeton, AR, H Brazeal, and JL Neuwald. 2011. "The transition from isolated patches to a metapopulation in the eastern collared lizard in response to prescribed fires." *Ecology* 92:1736–1747.
- Thaman, B, RR Thaman, A Balawa, and J Veitayaki. 2017. "The recovery of a tropical marine mollusk fishery: A transdisciplinary community-based approach in Navakavu, Fiji." *Journal of Ethnobiology* 37:494–513.

- Tharme, RE. 2003. "A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers." *River Research and Applications* 19:397–441.
- Thayer, GW, TA McTigue, RJ Salz, DH Merkey, FM Burrows, and PF Gayaldo. 2005. *Science-Based Restoration Monitoring of Coastal Habitats. Volume 2. Tools for Monitoring Coastal Habitats. Decision Analysis Series No. 23.* Silver Springs, MD: NOAA Coastal Ocean Program.
- The Nature Conservancy. 2018. "[Insuring nature to ensure a resilient future.](#)" Accessed March 15, 2019.
- Tompkins Conservation. n.d. "[Landscape restoration.](#)" Accessed April 24, 2018.
- Tongway, DJ, and JA Ludwig. 1996. "Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia I. Restoring productive soil patches." *Restoration Ecology* 4:388–406.
- Török, P, and A Helm. 2017. "Ecological theory provides strong support for habitat restoration." *Biological Conservation* 206:85–91.
- Tucker, NIG, and T Simmons. 2009. "Restoring a rainforest habitat linkage in north Queensland: Donaghy's Corridor." *Ecological Management & Restoration* 10:98–112.
- [Turner Endangered Species Fund](#). n.d. Accessed April 2, 2019.
- Uprety, Y, H Asselin, Y Bergeron, F Doyon, and J-F Boucher. 2012. "Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications." *Ecoscience* 19:225–237.
- US Department of Agriculture (USDA). 2016. "[Greater sage-grouse conservation & the sagebrush ecosystem.](#)" Accessed April 26, 2018.
- US Fish and Wildlife Service (USFWS). 2012. "[Welcome to the common murre restoration project.](#)" Accessed April 30, 2018.
- van Oppen, MJH, JK Oliver, HM Putnam, and RD Gates. 2015. "Building coral reef resilience through assisted evolution." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:2307–2313.
- Van Vooren, L, B Reubens, S Broekx, PD Frenne, V Nelissen, P Pardon, and K Verheyen. 2017. "Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 244:32–51.
- van Wilgen, BW, GG Forsyth, DC Le Maitre, A Wannenburg, JDF Kotzé, E van den Berg, and L Henderson. 2012. "An assessment of the effectiveness of a large, national-scale invasive alien plant control strategy in South Africa." *Biological Conservation* 148:28–38.
- van Wilgen, BW, and A Wannenburg. 2016. "Co-facilitating invasive species control, water conservation and poverty relief: Achievements and challenges in South Africa's Working for Water programme." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 19:7–17.

- Vandermeer, J, IG de la Cerda, D Boucher, I Perfecto, and J Ruiz. 2000. "Hurricane disturbance and tropical tree species diversity." *Science* 290:788–791.
- Veloz, SD, N Nur, L Salas, D Jongsomjit, J Wood, D Stralberg, and G Ballard. 2013. "Modeling climate change impacts on tidal marsh birds: Restoration and conservation planning in the face of uncertainty." *Ecosphere* 4: article 49.
- Viani, RA, KD Holl, A Padovezi, BB Strassburg, F Farah, L Garcia, R Chaves, R Rodrigues, & PH Brancalion. 2017. "Protocol for monitoring tropical forest restoration." *Tropical Conservation Science* 10: article 1940082917697265.
- Vieira, DLM, KD Holl, and FM Peneireiro. 2009. "Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery." *Restoration Ecology* 17:451–459.
- Vitt, P, K Havens, AT Kramer, D Sollenberger, and E Yates. 2010. "Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes." *Biological Conservation* 143:18–27.
- Vogl, K. 1980. "The ecological factors that produce perturbation-dependent ecosystems." In *The Recovery Process in Damaged Ecosystems*, edited by J Cairns Jr, 63–94. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science.
- Walker, BA, C Dixon, P Drobney, S Jacobi, VM Hunt, A McColpin, K Viste-Sparkman, and L Straw. 2018. "The prairie reconstruction initiative database: Promoting standardized documentation of reconstructions." *Ecological Restoration* 36:3–5.
- Walker, GB, SL Senecah, and SE Daniels. 2006. "From the forest to the river: Citizens' views of stakeholder engagement." *Human Ecology Review* 13:193–202.
- Walker, LR, and R Del Moral. 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Walters, C. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. New York: MacMillan Co.
- Watson, James EM, Danielle F Shanahan, M Di Marco, J Allan, William F Laurance, Eric W Sanderson, B Mackey, and O Venter. 2016. "Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets." *Current Biology* 26:2929–2934.
- Watts, C, and D Thornburrow. 2009. "Where have all the weta gone? Results after two decades of transferring a threatened New Zealand giant weta, *Deinacrida mahoenui*." *Journal of Insect Conservation* 13:287–295.
- Wehi, PM. 2009. "Indigenous ancestral sayings contribute to modern conservation partnerships: examples using *Phormium tenax*." *Ecological Applications* 19:267–275.
- Whisenant, SG. 1999. *Repairing Damaged Wildlands: A Process-Oriented, Landscape Approach*. Cambridge: Cambridge University Press.

- White, PS, and JL Walker. 1997. "Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology." *Restoration Ecology* 5:338–349.
- Wickramasinghe, D. 2017. "Regreening the coast: Community-based mangrove conservation and restoration in Sri Lanka." In *Participatory Mangrove Management in a Changing Climate: Perspectives from the Asia-Pacific*, edited by R DasGupta and R Shaw, 161–171. Tokyo: Springer Japan.
- Wikramanayake, E, A Manandhar, S Bajimaya, S Nepal, G Thapa, and K Thapa. 2010. "The Terai Arc landscape: A tiger conservation success story in a human-dominated landscape." In *Tigers of the World*, edited by R Tilson and PJ Nyhus, 163–173. Boston: William Andrew Publishing.
- Wilson, CW, RE Masters, and GA Buckenhofer. 1995. "Breeding bird response to pine-grassland community restoration for red-cockaded woodpeckers." *Journal of Wildlife Management* 59:56–67.
- Wilson, SD. 2015. "Managing contingency in semiarid grassland restoration through repeated planting." *Restoration Ecology* 23:385–392.
- Witte, F, BS Msuku, JH Wanink, O Seehausen, EFB Katunzi, PC Goudswaard, and T Goldschmidt. 2000. "Recovery of cichlid species in Lake Victoria: An examination of factors leading to differential extinction." *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10:233–241.
- Wohl, E, SN Lane, and AC Wilcox. 2015. "The science and practice of river restoration." *Water Resources Research* 51:5974–5997.
- Woods, B. 1984. "Ants disperse seeds of herb species in a restore maple forest (Wisconsin)." *Restoration and Management Notes* 2:29–30.
- World Bank. n.d. "[Landscape approach to forest restoration and conservation.](#)" Accessed April 23, 2019.
- Wright, EC, and JA Souder. 2018. "[Using applied science for effective watershed restoration and coho salmon recovery in coastal Oregon streams.](#)" *Case Studies in the Environment*.
- Wubs, ERJ, WH van der Putten, M Bosch, and TM Bezemer. 2016. "[Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems.](#)" *Nature Plants* 2:16107.
- Zahawi, RA, and CK Augspurger. 1999. "Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador." *Biotropica* 31:540–552.
- Zahawi, RA, JP Dandois, KD Holl, D Nadwodny, JL Reid, and EC Ellis. 2015. "Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery." *Biological Conservation* 186:287–295.

ESTUDOS DE CASO E RECURSOS ONLINE

Os seguintes recursos estão disponíveis em inglês no site do livro:

islandpress.org/restoration-primer

ESTUDOS DE CASO

Os estudos de caso fornecem descrições detalhadas de oito projetos de restauração em todo o mundo, juntamente com mapas em cores e ilustrações. Escolhi estes casos para ilustrar uma série de conceitos gerais discutidos no livro e eles são referenciados no texto, quando relevante.

Manguezais Asiáticos O envolvimento da comunidade na restauração de manguezais proporciona redução de desastres costeiros e aumenta os meios de subsistência humana, Indonésia e Sri Lanka (*em inglês* Asian Mangroves: Community involvement in mangrove restoration provides coastal hazard reduction and enhances human livelihoods, Indonesia and Sri Lanka) – Karen D. Holl

Mata Atlântica A participação diversificada de partes interessadas leva ao sucesso da restauração em larga escala no ecossistema da Mata Atlântica, Brasil (*em inglês* Atlantic Forest: Diverse stakeholder participation leads to large-scale restoration successes in the Atlantic forest ecosystem, Brazil) – Karen D. Holl e Pedro H. S. Brancalion

Rio Elwha Remoção de barragens para a restauração de processos físicos e ecológicos e de valores culturais, Washington, EUA (*em inglês* Elwha River: Removing dams to restore physical and ecological processes and cultural values, Washington, USA) – Karen D. Holl e Amy E. East

Tartaruga de Galápagos *Feedbacks* ecológicos complexos da reintrodução de tartarugas gigantes nas Ilhas Galápagos, Equador (*em inglês* Galapagos Tortoise: Complex ecological feedbacks of reintroducing giant tortoises to the Galapagos Islands, Ecuador) – Karen D. Holl e J. Leighton Reid

Rio Kissimmee Restauração em larga escala da vazão, da forma do canal e das comunidades ecológicas, Flórida, EUA (*em inglês* Kissimmee River: Large-scale restoration of water flow, channel form, and ecological communities, Florida, USA) – Karen D. Holl e Joseph W. Koebel, Jr.

Rio Sacramento Balanceando objetivos ecológicos e sociais da restauração para restaurar habitats ripários ao longo de um rio com planícies inundáveis, Califórnia, EUA (*em inglês* Sacramento River: Balancing ecological and social restoration goals to restore riparian habitat along a lowland floodplain river, California, USA) - Karen D. Holl e Gregory S. Golet

Remoção de Tamarix Remoção de uma árvore invasora (*Tamarix* spp.) para restaurar habitats ripários resulta em ações judiciais e preocupação com uma ave em extinção no oeste dos Estados Unidos (*em inglês* Tamarisk Removal: Removal of an invasive tree (*Tamarix* spp.) to restore riparian habitat result in lawsuits and concern for an endangered bird in the western United States) – Josephine C. Lesage e Tom L. Dudley

Younger Lagoon Integrando ensino e pesquisa para restaurar uma reserva urbana altamente degradada na costa da Califórnia, EUA (*em inglês* Younger Lagoon: Integrating teaching and research into restoring a highly-degraded urban reserve in coastal California, USA) – Karen D. Holl e Elizabeth A. Howard

QUESTÕES PARA REFLEXÃO E DISCUSSÃO

Essas questões fazem com que o leitor reflita sobre o material apresentado no livro. Meu objetivo é tornar o livro o mais geral possível, mas a restauração precisa ser adaptada às condições biofísicas e socioeconômicas locais. Portanto, muitas das questões pedem que você pense e aplique os conceitos discutidos no capítulo a um projeto específico de restauração, idealmente com o qual você esteja familiarizado.

OUTROS RECURSOS

Eu forneci uma lista de links para vídeos, fotos, projetos e outros recursos que ajudam a visualizar a restauração ecológica. Vou atualizá-lo periodicamente à medida que novos materiais tornem-se disponíveis.